

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC
À TROIS-RIVIÈRES

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
ISABELLE ST-ONGE

IMPACT DES COUPES FORESTIÈRES ET DES FEUX DE FORÊT SUR LES
COMMUNAUTÉS DE POISSONS DES LACS DU BOUCLIER LAURENTIEN

AVRIL 2001

2055

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de maîtrise est présenté sous forme d'un article scientifique qui a été publié dans un numéro thématique du *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* qui traite de l'impact des perturbations majeures des bassins versants sur les écosystèmes aquatiques. La présentation est donc conforme aux recommandations aux auteurs de cette revue.

L'article a été rédigé en anglais mais un résumé substantiel en français est présenté en annexe, en conformité avec la politique du Décanat des études avancées et de la recherche de l'Université du Québec à Trois-Rivières. L'introduction générale présentée dans ce mémoire inclut non seulement la problématique du projet de recherche, mais également la rétrospective de la littérature mise à jour qui fut présentée dans le cadre de mon Séminaire I (ECL-6005).

Le plan d'expérience utilisé dans cette étude a été commun à plusieurs travaux menés simultanément sur la même série de lacs, dans le cadre d'un programme de recherche sur la Gestion durable des forêts, subventionné par le Réseau des centres d'excellence du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG). Plusieurs de ces travaux ont également été publiés dans le numéro thématique dont il est question ci-haut. À ce titre, il nous a été recommandé de citer l'article de Carignan et al. 2000 pour faire référence à certains détails méthodologiques commun à tous les travaux de ce programme de recherche. Dans le but de faciliter la compréhension du texte, une section portant sur le plan d'expérience a été introduite dans le résumé long en français du chapitre principal (voir en annexe).

REMERCIEMENTS

Je tiens en premier lieu à remercier mon directeur, le Dr Pierre Magnan, pour sa grande disponibilité, ses précieux conseils ainsi que pour son support financier et moral. Sa passion de la recherche, son enthousiasme à communiquer ses connaissances ainsi que la confiance qu'il m'a toujours témoignée ont fait en sorte que mon cheminement ait été des plus enrichissant et formateur. Je tiens aussi à le remercier pour sa patience, son dévouement et sa grande compréhension.

Ma reconnaissance va aussi à Pierre East et à Michèle Lapointe pour m'avoir fait bénéficier de leur grande expérience acquise au sein du Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques et pour leur judicieux conseils. Il en va de même pour messieurs Pierre Dumont et Pierre Bérubé de la Société de la Faune et des Parcs, lesquels m'ont apporté leur aide précieuse à certaines étapes de la réalisation de ce projet.

J'aimerais aussi remercier toutes les personnes ayant participé de près ou de loin à la préparation et à la réalisation des campagnes d'échantillonnage, soit Pierre D'Arcy, Dominic Boula, Edenise Garcia, Patrick Lafrance, David Monté, Yannick Paquette, Alain Patoine, Renate Liehmann, Raphaël Proulx, Pete St-Onge, ainsi que les autres stagiaires et étudiants de passage. Leur esprit d'équipe et leur professionnalisme ont contribué à ce que chacune des campagnes d'échantillonnage soit couronnée de succès. Je suis aussi reconnaissante envers Wendy Giroux pour son support technique apporté en laboratoire.

Finalement, je tiens à dédier un merci tout spécial à mes coéquipiers et amis, Isabel Bernier, Philippe Brodeur, François Guillemette, Danielle Héroux et Gaston Lacroix. Malgré leur emploi du temps chargé et la charge de travail à laquelle eux aussi devaient faire face, ces derniers ont toujours su m'apporter écoute et soutien. J'aimerais aussi souligner la patience et la compréhension de ma famille, de mes proches et de mes amis, qui à certains moments ont été négligés mais qui malgré tout, ont toujours été très présents.

Enfin, je tiens à remercier le Centre de recherche sur la Gestion durable des forêts (Réseau des centres d'excellence du CRSNG) pour le support financier apporté dans le cadre de ma maîtrise.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	ii
REMERCIEMENTS	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ANNEXES	ix
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
Problématique.....	1
Rétrospective de la littérature.....	5
Introduction	5
Modifications physiques de l'habitat.....	6
Sédimentation	6
Luminosité et température.....	8
Oxygène.....	9
Nutriments.....	11
Vie aquatique.....	12
Production primaire.....	12
Invertébrés aquatiques.....	14
Poissons.....	16
Conclusion.....	21
Résumé des résultats obtenus par les autres équipes du Centre sur la Gestion durable des forêts	23
Introduction	23
Physico-chimie	23
Productivité primaire	24

Zooplankton.....	25
Macroinvertébrés	25
Accumulation du mercure	26
Conclusion.....	27
Références bibliographiques	28
CHAPITRE PRINCIPAL	37
Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes.....	37
Abstract	38
Résumé.....	39
Introduction	40
Methods.....	41
Study area	41
Fish sampling.....	41
Study species	42
Relative abundance	42
Age and growth of yellow perch.....	44
Multiple regressions.....	45
Results.....	47
Relative abundance	47
Growth of yellow perch.....	48
Determinants of the proportion of one-year-old yellow perch and small white sucker (<160 mm) in the population.....	48
Discussion	54
Acknowledgments	59
References	59
CONCLUSION GÉNÉRALE	64
ANNEXE: Résumé long en français du chapitre principal.....	65

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 1

Table 1. Occurrence of fish species in the three lake groups (control, burned and logged). Data are number of lakes	43
Table 2. Independent variables available for multiple regression analyses.....	46
Table 3. Catch per unit of effort of fish species in the three lake groups (control, burned, and logged).....	49
Table 4. Back calculated length of yellow perch the 2 years before, the year of, and 2 years after logging and fire impacts.....	52
Table 5. Best models predicting the percent of one-year-old yellow perch and small white sucker (< 160 mm) in the population.....	53

ANNEXE

Tableau 1. Pourcentage de déboisement observé sur le bassin versant des lacs à l'étude lors des campagnes d'échantillonnage du poisson en 1996 et 1997	69
Tableau 2. Caractéristiques des bassins versant et morphométrie des lacs à l'étude. Les valeurs en gras illustrent des différences significatives entre les groupes au niveau des médianes. (Tableau tiré de Carignan et al. 2000).....	71

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 1

Fig. 1. Length frequency distribution of yellow perch, white sucker, and lake whitefish populations sampled in 1996 or 1997 in control, burned and logged lakes. For each length class, frequency represents the mean of the lake group.....50

Fig. 2. Age frequency distribution of yellow perch in control, burned and logged lakes: a) sampled in 1996, b) sampled in 1997, c) pooled samples (1996 and 1997). For each age class, frequency represent the mean of the lake group.....51

ANNEXE

Figure 1. Localisation des lacs à l'étude.....68

LISTE DES ANNEXES

Résumé long en français du chapitre principal.....	65
--	----

INTRODUCTION GÉNÉRALE

PROBLÉMATIQUE

Constituant une des plus grandes richesses du pays, les forêts du Canada, qui occupent près de la moitié du territoire (45%), jouent un rôle capital tant au point de vue environnemental que social et économique. L'exploitation de cette ressource est d'ailleurs en constante progression depuis les dernière décennies. Passant de 97 millions de m³ en 1960 à environ 175 millions de m³ en 1993, la production canadienne de bois a enregistré une augmentation moyenne de 1,8 % par année (Boulter et Darr 1996).

Actuellement, les forêts du pays suffisent à peine à satisfaire à la demande croissante de ceux qui l'exploitent. Conséquemment, les méthodes de gestion employées jusqu'à maintenant ont été à maintes reprises critiquées et pointées du doigt, notamment au cours des dernières années. Faisant suite à ces critiques, plusieurs modèles de gestions ont vu le jour. Sans être un des plus récents, un de ces modèles préconise que les coupes forestières doivent être planifiées de façon à imiter le patron naturel des perturbations, telles que les feux de forêt ou les chablis et ce, afin de préserver l'intégrité des écosystèmes (Hunter 1993). Actuellement, l'élément nouveau qui remet ce concept en question est que les pratiques forestières actuelles ont tendance à ne plus respecter l'incidence des perturbations naturelles. En effet, la superficie récoltée pour une année donnée peut, dans certaines régions, surpasser la superficie incendiée. À titre d'exemple, 337 981 ha ont été récoltés au Québec au cours de l'année 1996 comparativement aux 243 816 ha incendiés durant la même année (Ressources Naturelles Canada 1998). Finalement, peu d'évidences scientifiques permettent d'affirmer que les coupes forestières et les feux de forêt ont un impact similaire sur les écosystèmes.

D'ici à ce qu'une méthode de gestion soit déclarée appropriée ou « idéale », il est primordial d'élargir nos connaissances et de bien comprendre comment réagissent les

différents écosystèmes face aux perturbations anthropiques et naturelles auxquelles ils sont confrontés et d'en saisir les différences, si celles-ci existent.

C'est donc dans ce contexte qu'a été créé le *Centre de recherche sur la Gestion durable des forêts* en 1995, un des 15 centres du Réseaux de centres d'excellence du CRSNG. Le réseau regroupe vingt-trois universités canadiennes et plusieurs partenaires financiers dont les gouvernements provinciaux, les industries forestières et les Premières Nations. En procurant un domaine de recherche interdisciplinaire, le réseau a pour but d'assurer le développement d'un protocole de gestion globale des forêts canadiennes qui soit durable tant aux points de vue physique, biologique, écologique et économique

La structure du programme de recherche du réseau est divisée en quatre volets :

1) *Fondements écologiques*

Documenter et comprendre le rôle écologique des perturbations naturelles et des techniques d'exploitation de la forêt. Ce volet inclue plusieurs disciplines telles que l'écologie, la biologie, la foresterie, les sciences de la terre et la géographie.

2) *Techniques à incidences minimales*

Développer des techniques de traitement saines qui seront utilisées par les fabricants de produits forestiers (traitement des matériaux, gestion de l'énergie et des déchets, etc.)

3) *Viabilité socio-économique*

Établir la viabilité sociale et économique des nouvelles pratiques forestières. Ce volet exige la participation d'économistes, d'anthropologues, de sociologues, d'analystes politique, de spécialistes en santé et de géographe.

4) *Planification et pratiques*

Intégrer les résultats des trois thèmes précédents, concevoir et évaluer des pratiques forestières.

C'est donc au niveau du premier volet, Fondements écologiques des perturbations, que s'insère le présent projet de maîtrise. De façon plus précise, ce projet ainsi que plusieurs autres du Centre, visent à élargir nos connaissances face aux impacts des coupes forestières et des feux de forêt sur les milieux aquatiques, et plus précisément sur les lacs de la forêt boréale. La plupart des études traitant de l'impact des coupes forestières et des feux de forêt portent majoritairement sur les milieux lotiques (ruisseaux, rivières). Très peu d'information sont disponibles sur l'impact de ces perturbations sur les écosystèmes lacustres.

Une des pires années concernant l'incidence des incendies de forêts au Canada a été 1995, où un total de 8 467 feux ont détruit 7,25 millions d'hectares de forêt (Ressources Naturelles Canada, 1996). Seules les provinces côtières s'en sont tirées relativement bien. Pour sa part, le Québec a connu quatre feux importants totalisant une superficie de 1 620 km², au sein d'une portion de la forêt boréale ciblée par les activités forestières. Plusieurs centaines de lacs localisés dans ce secteur ont donc été touchés soit par les feux, soit par les coupes forestières, procurant ainsi une opportunité unique pour étudier simultanément l'impact de ces deux types de perturbations sur les écosystèmes lacustres.

Afin de répondre à ce mandat spécifique au Québec, un chercheur du Centre fut attiré à chacun des niveaux trophiques de l'écosystème:

- Physico-chimie: Dr Richard Carignan (Université de Montréal)
- Phytoplancton: Dr Dolores Planas (Université du Québec à Montréal)
- Zooplancton: Dr Bernadette Pinel-Alloul (Université de Montréal)
- Poissons: Dr Pierre Magnan (Université du Québec à Trois-Rivières)

C'est de façon concertée que tous les membres rattachés à cette équipe ont travaillé à bâtir une base de données des plus complètes, permettant à chacun de répondre, selon sa spécialité, à la question "Les coupes forestières actuelles et les feux de forêt ont-ils un

impact sur les écosystèmes lacustres, et si oui, existe-t-il des différences entre ces deux types de perturbations?". Pour chacun des niveaux trophiques, les réponses obtenues à cette première question ont servies d'une part à déterminer si il y avait impact ou non, et d'autre part, à orienter si nécessaires les travaux subséquents qui pourraient être effectués au cours des futurs phases du projet.

Le projet de maîtrise présenté ici avait comme objectif général de déterminer si les coupes forestières et les feux de forêt ont un impact sur le dernier niveau trophique des écosystèmes lacustre, soit les poissons. Il s'agit donc d'une étude comparative des paramètres reflétant la condition des populations de poissons présents dans trois types de lacs dont ceux dont les bassins versants ont subit des feux, ceux dont les bassins versants ont subit des coupes forestières et ceux dont les bassins versant n'ont subit aucune perturbation. Les objectifs spécifiques du projet ont été de déterminer si l'abondance, la croissance et la structure en taille des populations de poissons différaient entre les trois types de lacs et si oui, voir si les différences observées pouvaient être reliées aux perturbations ainsi qu'aux caractéristiques morphométriques, physico-chimiques et biologiques des milieux étudiés.

RÉTROSPECTIVE DE LA LITTÉRATURE

Introduction

La revue de littérature qui est présentée ici couvrira tous les aspects de l'écosystème aquatique susceptibles d'être affectés par les coupes forestières et les feux de forêt. Nous nous attardons à passer en revue tous ces aspects en raison de la position qu'occupent les poissons au sein du réseau trophique. En effet, les coupes forestières et les feux de forêt peuvent non seulement affecter directement le poisson, via des changements au niveau de l'habitat, mais aussi indirectement, en induisant des changements aux niveaux trophiques qui leur sont inférieurs.

Les exemples qui seront apportés sont tirés en grande majorité d'études évaluant l'impact de l'exploitation forestière en rivière. Jusqu'à ce jour, très peu d'études se sont penchées sur les effets des coupes forestières en milieu lacustre. Bien que la dynamique soit très différente entre les lacs et les rivières, les informations fournies par ces études peuvent tout de même aider à élaborer certaines hypothèses s'appliquant au milieu lacustre ou à établir des liens ou des similarités entre les deux types d'écosystème. En ce qui concerne les feux de forêt, l'information disponible jusqu'à maintenant concerne surtout la qualité physico-chimique de l'eau. Plus on progresse dans la chaîne alimentaire, plus les études sur le sujet se font rares.

Finalement, on détient très peu d'information ayant trait aux effets des perturbations par les coupes forestières et les feux de forêt sur le milieu aquatique en territoire québécois. Au cours des années 80, des travaux ont été réalisés en Haute-Mauricie, sur la Côte-Nord, en Beauce et dans la Forêt Montmorency. Ces derniers traitaient notamment de l'impact de l'exploitation forestière sur le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et les apports sédimentaires (Plamondon et al. 1976, Plamondon et Ouellet 1980, Plamondon et Ouimet 1982, Plamondon et al. 1982, Plamondon 1981, 1982a, 1982b, 1988, 1993). Toutefois, très peu d'études ont évalué l'impact de ces perturbations sur la vie aquatique (Plamondon 1988, Bérubé et Lévesque 1998).

Modifications physiques de l'habitat

Sédimentation

L'augmentation de l'apport sédimentaire dans les rivières est probablement le facteur qui crée les plus grands dommages aux habitats pendant et après les interventions forestières. Les trois principales sources de sédimentation sont l'érosion de surface, les glissements de terrain et l'érosion des berges (Hetherington, 1987).

Les racines des arbres présentes dans le sol ont comme rôle d'intercepter l'eau provenant du ruissellement de surface et de la fonte de la neige (Hetherington, 1987). En retirant le couvert végétal, les opérations forestières ont comme effet de mettre le sol minéral à nu et de le comprimer à certains endroits, diminuant ainsi la capacité d'infiltration du sol et augmentant subséquemment le ruissellement de surface (Roberge, 1996). De plus, les réseaux de racines ont comme second rôle d'assurer l'ancrage et la cohésion du sol (Howes 1987; Pearce *et al.* 1987; Tsukamoto et Minematsu 1987). Howes (1987) a d'ailleurs démontré que l'extraction du couvert forestier influence fortement le taux de glissements de terrain.

La construction et l'utilisation de routes forestières sont les facteurs les plus souvent rapportés comme responsables de l'érosion du bassin versant (Murphy et Milner 1997; Eaglin et Hubert 1993; Van Der Vinne et Andres 1988a; Burns 1972). L'étude du bassin de Tri Creeks en Alberta a démontré que les charges annuelles en sédiments avaient doublé pour le ruisseau Wampus Creek, en particulier suite à la construction des routes et dans une moindre importance, suite aux coupes (Van Der Vinne et Andres 1988a). De plus, un usage régulier de ces routes après leur construction pourrait causer un apport chronique de sédiments aux rivières (Murphy et Milner 1997). En Beauce (Québec), Plamondon (1981b) a pu observer des concentrations en sédiments atteignant jusqu'à 197 000 ppm pendant les opérations de débusquage du bois à travers les cours d'eau. Ainsi, le passage à gué de la machinerie dans les cours d'eau demeure la cause majeure des apports de particules. D'autre part, le nombre de structures traversant les rivières (ponts et ponceaux) semble

aussi être positivement corrélé à la quantité de sédiments fins retrouvés dans les rivières (Murphy et Milner 1997; Van Der Vinne et Andres 1988a).

En milieu lotique, la déforestation est souvent accompagnée d'une augmentation du débit (Stednick 1996; Van Der Vinne et Andres 1988b, Plamondon 1993). L'érosion des berges causée par un plus fort débit semble aussi être dans certains cas une importante source de sédiments (Scrivener et Brownlee 1989; Hartman *et al.* 1987).

Les feux de forêt peuvent également influencer la quantité de sédiments retrouvés dans les rivières (Cerdà *et al.* 1995; Megahan *et al.* 1995; Bolin et Ward 1987). Megahan *et al.* (1995) ont démontré que la charge annuelle en sédiments augmentait de 97% dans les dix années suivant des coupes forestières. L'accélération de l'érosion de la surface était principalement due aux feux qui étaient allumés volontairement suite au déboisement. À l'opposé, Cerdà *et al.* (1995) ont plutôt noté que les feux de forêt ne produisaient pas de dégradations persistantes de l'écosystème. Les pertes d'eau et de sédiments se limitaient dans leur cas à l'année suivant le feu. La persistance de la dégradation de l'habitat occasionnée par les feux de forêt dépendrait donc de la vitesse de reboisement du bassin versant (Cerdà *et al.* 1995; Megahan *et al.* 1995).

Une fois amenés à la rivière, les sédiments peuvent être transportés selon deux mécanismes: 1) le transport en suspension, par lequel les particules fines sont maintenues en suspension par la turbulence et le courant de l'eau (Scrivener et Brownlee 1989). Ces fines particules sont transportées sur de longues distances pour finalement sédimenter dans les segments d'eau calme de la rivière (Roberge, 1996; Everest *et al.* 1987; Murphy et Hall 1981); 2) la charge de fond, où les grosses particules (diamètre > 1 mm) sont transportées soit par saltation ou par glissement le long du cours d'eau (Scrivener et Brownlee 1989). Dans les deux cas, les apports de sédiments sont susceptibles d'affecter l'éclosion et le développement normal des larves de certaines espèces de poissons. En effet, en colmatant les interstices du gravier des frayères, les sédiments peuvent produire une barrière physique et réduire l'apport en oxygène (Scrivener et Brownlee 1989; Everest *et al.* 1987; Moring

1982; Murphy *et al.* 1981; Ringler et Hall 1975). La composition et l'abondance des invertébrés benthiques peuvent aussi être affectées par la quantité de sédiments retrouvée dans le substrat (Vuori et Joensuu 1996; Hawkins *et al.* 1983; Cordone et Kelly 1961).

Finalement, la durée et l'importance des impacts causés par la sédimentation dépendent de plusieurs facteurs tels que le type de pratique forestière (Murphy *et al.* 1986; Graynoth 1979; Burns 1972), la géologie du bassin versant (Vuori et Joensuu 1996; Everest *et al.* 1987; Murphy *et al.* 1981), le gradient de la rivière (Grant *et al.* 1986; Murphy *et al.* 1981; Murphy et Hall 1981; Newbold *et al.* 1980), la pente du bassin versant (Everest *et al.* 1987; Grant *et al.* 1986; Brown 1983) ainsi que le climat (Cerdà 1995; Robinson *et al.* 1994; Bolin et Ward 1987).

Luminosité et température

La température est le principal régulateur des activités biologiques dans les systèmes aquatiques. Les patrons journalier et saisonnier de la température dans les rivières influencent la plupart des réponses biologiques des organismes aquatiques (Beschta *et al.* 1987; Brown 1983). L'augmentation de la température suite au retrait de la couverture végétale est un phénomène s'appliquant surtout aux rivières. La principale source de chaleur pour une rivière en milieu forestier est l'énergie solaire atteignant directement la surface de l'eau (Brown 1983). L'augmentation de la température de l'eau dans une rivière après le déboisement est donc directement proportionnelle à la surface de l'eau exposée aux radiations solaires (Beschta *et al.* 1987).

Après le déboisement et la construction de routes le long du ruisseau South Fork en Californie, une augmentation de 140% des radiations solaires fut observée entraînant une hausse de la température de la rivière de 11.1°C (Burns 1972). La réponse du ruisseau South York correspond en général aux résultats obtenus lors d'études similaires effectuées à divers endroits (Garman et Moring 1991; Noel *et al.* 1986; Lynch *et al.* 1984; Lee et Samuel 1976).

Mettant en cause la perte de l'isolation par la couverture végétale, le déboisement aurait aussi comme effet d'abaisser la température moyenne de l'eau en hiver (Murphy et Milner 1997). Lynch *et al.* (1984) ont démontré une diminution significative de la température de l'eau de 3,9°C en novembre et de 1,4°C en décembre dans une rivière de la Pennsylvanie après une coupe à blanc.

En plus de causer une augmentation de la température en été et une diminution en hiver, l'enlèvement de la couverture végétale engendre aussi de grandes fluctuations journalières de température. Lynch *et al.* (1984) ont enregistré une fluctuation journalière maximum de 17°C au mois de juin, dans une rivière d'un bassin versant complètement déboisé. L'amplitude des changements de température est influencée par la profondeur et la largeur de la rivière, par son gradient, son orientation et la superficie exposée aux radiations solaires (Murphy et Milner 1997; Brown 1983). À débits comparables, une rivière large et peu profonde sera donc réchauffée plus vite qu'une rivière étroite et plus profonde (Brown 1983). De plus, l'ampleur de l'impact d'une réduction de l'ombrage dépendra de la sensibilité thermique du cours d'eau, laquelle varie d'une région à l'autre (Plamondon 1993). En effet, une hausse de température enregistrée après coupe présenterait beaucoup plus de risques pour une rivière dont les températures estivales initiales sont relativement élevées en comparaison à des rivières plus nordiques.

L'effet du retrait du couvert forestier sur la température peut être diminué en laissant une lisière de végétation suffisante sur les berges afin de procurer un ombrage adéquat (Beschta *et al.* 1987; Lee et Samuel 1976; Burn 1972).

Oxygène

L'oxygène étant essentiel à la vie, ses variations dans l'écosystème peuvent être dans certaines limites, fatales pour certains organismes. L'effet de la sédimentation sur la disponibilité en oxygène dans les frayères a maintes fois été décrit (Murphy et Milner 1997; Everest *et al.* 1987; Moring 1982; Graynoth 1979; Ringler et Hall 1975). En colmatant les interstices du gravier, les sédiments fins réduisent les échanges d'oxygène entre la surface

et l'intérieur du sédiment. En Orégon, Ringler et Hall (1975) ont enregistré une baisse de 20 % de l'oxygène dissous dans les frayères d'une rivière au bassin versant complètement déboisé, comparativement à une autre où seulement 25 % du bassin versant avait été déboisé. La déposition des sédiments fins peut donc réduire le taux d'éclosion des œufs et la survie des jeunes stades chez les poissons (Murphy et Milner 1997; Moring 1982).

Il est connu que la saturation en oxygène dans l'eau est inversement proportionnelle à sa température (Brown 1983). N'étant toutefois pas le principal facteur, la température peut aussi influencer la quantité d'oxygène retrouvée dans le gravier en diminuant la solubilité de cet élément (Ringler et Hall 1975). L'effet de la température sur la teneur en oxygène peut aussi affecter les invertébrés aquatiques d'une rivière complètement déboisée (Lynch *et al.* 1984). Le développement, l'émergence et la reproduction de certains insectes vivants à des concentrations minimales d'oxygène pourraient être affectés (Nebecker 1972).

L'oxygène dissous peut aussi être utilisé pour l'oxydation de substances organiques générées par les débris de coupe; l'exploitation forestière a donc dans certains cas un effet sur la demande biochimique en oxygène. Cependant, la teneur en oxygène ne risquerait pas de s'abaisser à des niveaux dangereux pour les organismes aquatiques (Roberge 1996). Les troncs d'arbres et les plus gros débris peuvent, en obstruant la rivière à certains endroits, provoquer la formation d'étangs. Par une diminution de la vitesse de l'eau et une augmentation de la température, des concentrations moins élevées en oxygène dissous peuvent aussi être observées à ces endroits (Brown 1983).

Au Québec, le maintien d'une lisère boisée en périphérie des lacs et cours d'eau a contribué à ce qu'aucune baisse significative des teneurs en oxygène n'ait été détectable sur la Côte-Nord, en Haute-Mauricie, en Abitibi et dans la région de Mont-Laurier (Plamondon *et al.* 1982; Plamondon 1993).

Nutriments

La concentration des nutriments dans le milieu aquatique est très importante. En faible concentration, les nutriments (en particulier le phosphore) peuvent limiter la productivité primaire alors qu'en forte concentration, ils peuvent accélérer le phénomène d'eutrophisation (Roberge 1996). Les feux de forêt et l'exploitation forestière peuvent altérer la chimie de l'eau des lacs et rivières. Suite au retrait du couvert végétal, l'assimilation des nutriments par la végétation du bassin versant est considérablement réduite (Rosén *et al.* 1996; Jewett *et al.* 1995; Pardo *et al.* 1995) et la décomposition du sol est accélérée (Hetherington 1987; Martin *et al.* 1985). Finalement, une réduction de l'évapotranspiration entraîne une plus grande quantité d'eau à ruisseler à travers le sol. Les surplus de nutriments seront lixiviés par ruissellement de surface ou par percolation vers les eaux souterraines (Hetherington 1987; Nicolson *et al.* 1982; Schindler *et al.* 1980).

Les changements de concentrations et de quantités totales de nutriments dans les lacs et rivières ont été plusieurs fois étudiés après une exploitation forestière ou un feu de forêt (Martin *et al.* 2000; France *et al.* 1996; Rosén *et al.* 1996; Jewett *et al.* 1995; Spencer et Hauer 1991; Martin *et al.* 1985; Plamondon et Gonzalez 1982; Schindler *et al.* 1980; McColl et Grigal 1977; Wright 1976). On retrouve parmi les réponses obtenues des augmentations et des diminutions de certains éléments mais aussi des concentrations similaires à celles retrouvées avant la perturbation.

Suite à l'exploitation forestière de deux bassins hydrographiques du centre de la Suède, Rosén *et al.* (1996) ont noté une augmentation des concentrations en K^+ , NH_4^+ , NO_3^- , N organique, et N total dans les rivières. Les concentrations en ions H^+ ont cependant diminué tandis que celles en Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , SO_4^{2-} , et Cl^- sont demeurées constantes. Le lessivage des composés azotés semblerait être le principal impact résultant des coupes forestières et des feux de forêt (Gerla et Galloway 1998; Roberge 1996; Rosén *et al.* 1996; Martin *et al.* 1985). Toutefois, selon Carignan et Steedman (2000), les coupes forestières induiraient des apports d'azote principalement sous forme organique tandis que pour les feux de forêt, ces apports seraient plutôt de forme inorganique. A très court terme, Spencer

et Hauer (1991) ont obtenu dans les deux jours suivant un feu de forêt, des concentrations en phosphore et en azote de 2 à 60 fois supérieures à celles observées avant la perturbation. L'impact aurait persisté pour une période de quelques jours à quelques semaines seulement. Au Minnesota par contre, les concentrations en nutriments des lacs et des tributaires ne furent pas affectées par le feu et ce, même si les concentrations du sol et de l'eau souterraine avaient augmenté (McColl et Grigal 1977; Wright 1976). Un reboisement prolifique du bassin versant au cours de la saison suivant le feu a semblé atténuer l'impact.

Une diminution des apports allochtones de matière organique peut aussi modifier les propriétés chimiques de l'eau (Hetherington 1987). En effet, France *et al.* (1996) affirment qu'une diminution de 97% des apports en détritus causée par le retrait de la végétation riveraine de plusieurs lacs du bouclier canadien provoquerait une diminution de carbone organique dissous et de phosphore total.

En résumé, l'importance du largage des nutriments suivant le déboisement dépend des caractéristiques du sol (texture, porosité et minéralogie), du climat (intensité des précipitations, fonte de la neige) et de la vitesse de reboisement du bassin versant (Rosén *et al.* 1996; Brown 1983). Les augmentations de concentrations en nutriments peuvent se manifester seulement quelques jours après les perturbations (Spencer et Hauer 1991) et peuvent persister pendant un an (Nicolson *et al.* 1982), cinq ans (Jewett *et al.* 1995) et même huit ans (Rosén *et al.* 1996).

Vie aquatique

Production primaire

La production primaire est à la base même du réseau trophique. Une faible production primaire peut limiter la biomasse et la productivité d'un écosystème aquatique entier. À l'opposé, son augmentation peut aussi être bénéfique à tous les niveaux trophiques (Roberge 1996).

La végétation riveraine influence fortement la productivité primaire dans les écosystèmes lotiques par l'atténuation de l'énergie lumineuse. L'augmentation de la luminosité causée par le déboisement sera plus accentuée dans les petites rivières, où il n'existe pratiquement pas d'ouvertures dans la couverture végétale et où moins d'un pour cent de la radiation solaire totale atteint la rivière (Gregory *et al.* 1987; Murphy et Hall 1981). Dans une rivière d'Alaska, la biomasse du périphyton dans les segments affectés par les coupes forestières était de 130 % supérieure à celle retrouvée dans les segments entourés de forêts matures, et ce, pendant les 10 à 15 premières années après le retrait de la couverture végétale (Murphy *et al.* 1986). En Orégon, les rivières présentes dans les sites coupés à blanc contenaient le double d'organismes épilithiques (périphyton, bactérie, champignon, matière organique) que celles des régions boisées (Murphy *et al.* 1981). Le déboisement semble donc augmenter la production primaire là où, à prime abord, celle-ci s'avère limitée par la lumière (Noël *et al.* 1986; Hawkins *et al.* 1983). Ce phénomène d'accroissement de la productivité primaire semble vouloir se manifester tant et aussi longtemps que prends la couverture végétale à se régénérer, permettant ainsi à l'intensité lumineuse d'atteindre un niveau comparable à ceux des forêts matures (Gregory *et al.* 1987).

Il est cependant important de noter que si l'intensité lumineuse est au départ suffisante pour saturer la photosynthèse, une plus grande quantité de radiations provoquée par le déboisement n'engendrera pas nécessairement une augmentation de la productivité primaire (Gregory *et al.* 1987). A Carnation Creek en Colombie-Britannique, les coupes forestières ont bel et bien augmenté la quantité de radiations lumineuses. Stockner et Shortreed (1987) n'ont toutefois pas noté d'augmentation de la productivité primaire à cet endroit. Malgré une augmentation de la concentration en nitrate, le phosphore demeure toujours un facteur limitant à la croissance du périphyton.

Les différentes réponses de la productivité primaire suite au retrait de la couverture végétale peuvent aussi dépendre de la géologie du bassin versant. Les rivières supportées par une roche calcaire peuvent posséder de grandes concentrations d'éléments dissous, incluant le phosphore. La productivité primaire de ces rivières sera plutôt limitée par la

lumière. A l'opposé, la productivité primaire des rivières reposant sur une roche ignée sera limitée par les nutriments (Murphy *et al.* 1986). Une augmentation des nutriments induite par le déboisement pourrait contribuer, le cas échéant, à accroître la productivité primaire (Murphy et Hall 1981). Toutefois, l'impact se limite généralement à la première décennie après les coupes, période correspondant au temps de régénération de la végétation (Gregory *et al.* 1987).

En plus d'accroître la biomasse du périphyton, les coupes forestières peuvent également modifier la composition taxonomique (Robinson *et al.* 1994; Noel *et al.* 1986; Murphy *et al.* 1981). En effet, selon Robinson *et al.* (1994), les feux de forêt influenceraient positivement le nombre de taxons résistant aux perturbations physiques. Même s'ils sont aussi présents dans les sites déboisés, les diatomées semblent plutôt dominer les sites de référence tandis que les algues vertes (chlorophycées) se retrouvent en plus grand nombre dans les endroits dépourvus de végétation (Noel *et al.* 1986; Murphy *et al.* 1981).

Invertébrés aquatiques

De par leur position dans le réseau trophique, les invertébrés aquatiques servent de lien pour le transfert de l'énergie entre les producteurs primaires et les prédateurs vertébrés. La variation de l'abondance et de la structure taxonomique de ces communautés peut être le reflet des perturbations apportées au milieu. Plusieurs études ont démontré la sensibilité des invertébrés face aux perturbations provenant des coupes forestières et des feux de forêt (Mihuc et Minshall 1995; Garman et Moring 1993; Noel *et al.* 1986; Hawkins *et al.* 1982; Murphy *et al.* 1981; Newbold *et al.* 1980; Graynoth 1979). L'abondance de la nourriture et la qualité du substrat sont les deux principaux aspects contrôlant les communautés d'invertébrés (Vuori et Joensuu 1996; Hartman et Scrivener 1990; Hawkins *et al.* 1983; Murphy *et al.* 1981).

A Carnation Creek, l'exploitation forestière aurait causé une augmentation du transport des sédiments, une réduction de la stabilité du lit de la rivière et une diminution des apports de gros détrit. Réunis ensemble, ces facteurs seraient responsables d'une baisse de la

densité des invertébrés aquatiques de 41% en été et de 50% en hiver (Hartman et Scrivener 1990). En Finlande, Vuori et Joensuu (1996) ont suggéré que l'appauvrissement des communautés benthiques serait causé par la combinaison de deux facteurs: l'envasement de l'habitat par les sédiments, qui réduirait l'apport en oxygène et la disponibilité en nourriture, ainsi que le mouvement des sédiments le long de la surface du substrat, qui imposerait par son action récurant un stress physique aux macroinvertébrés.

L'accroissement de la production primaire résultant du retrait de la couverture végétale, semblerait être l'agent responsable d'une augmentation de l'abondance des invertébrés dans certaines rivières (Murphy *et al.* 1986; Noel *et al.* 1986; Hawkins *et al.* 1983; Murphy *et al.* 1981). En Orégon, l'augmentation de la productivité primaire résultant du retrait de la couverture végétale en périphérie de quelques rivières aurait masqué et même surpassé les effets négatifs de la sédimentation (Hawkins *et al.* 1982; Murphy *et al.* 1981).

Quelques auteurs ont proposé l'hypothèse qu'une augmentation de la température pourrait être responsable du déclin des invertébrés dans les sites affectés par les coupes forestières (Lynch *et al.* 1984; Lee et Samuel 1976). Une baisse des teneurs en oxygène résultant d'une augmentation de la température pourrait effectivement affecter ces organismes (Lynch *et al.* 1984). Nebecker (1972) a établi que de basses teneurs en oxygène dissous pourraient affecter le développement, l'émergence et la reproduction des larves d'insecte. Toutefois, les études nous permettant de soutenir ces hypothèses sont quasi inexistantes.

La composition taxonomique des communautés d'invertébrés semble être modifiée par le déboisement (Mihuc et Minshall 1995; Garman et Moring 1993; Newbold *et al.* 1980; Graynoth 1979). Des auteurs ont noté une réduction de l'abondance de certains plécoptères, éphéméroptères et odonates alors que les chironomides semblaient dominer suite à l'exploitation forestière (Garman et Moring 1993; Graynoth 1979). En Californie, Newbold *et al.* (1980) ont démontré que la diversité était plus faible dans les rivières déboisées et non protégées par une zone tampon ou qui en avait une, mais très mince. Dans une rivière de la Finlande, l'envasement de la mousse *Fontinalis dalecarlica*, principal

habitat des macroinvertébrés de cette rivière, aurait également provoqué une diminution de la richesse des espèces. Les espèces les plus tolérantes aux perturbations du milieu domineraient donc les sites affectés de cette rivière (Vuori et Joensuu 1996).

Le même phénomène semble se manifester dans les rivières ayant subi des feux de forêt (Mihuc et Minshall 1995). Ces derniers causent un changement au niveau des ressources alimentaires en provoquant un apport en matière organique brûlée. Les espèces généralistes ayant un mode d'alimentation herbivore-détritivore seraient plus adaptées aux changements de conditions des ressources que les espèces spécialistes. De plus, les taxons requérant une stabilité de l'habitat diminueraient en abondance dans les rivières affectées par le feu (Mihuc et Minshall 1995)

En bref, la réponse des communautés d'invertébrés dépend surtout de l'importance de la production primaire et du transport sédimentaire, mais aussi de la quantité et de la qualité des apports organiques (Roberge 1996). La réponse peut se manifester rapidement après les perturbations (Culp 1987) et peut s'étendre sur plusieurs années (Murphy *et al.* 1981; Gregory *et al.* 1987).

Poissons

Parce que les poissons sont situés au sommet de la chaîne alimentaire, le comportement ou l'état de leur population suite à certaines perturbations peuvent refléter la réponse globale de tout un écosystème. La réponse des populations piscicoles face à la l'exploitation forestière n'est pas simple. Sa complexité vient du fait qu'il existe, à court terme, autant d'effets positifs que négatifs et que ces effets peuvent se produire simultanément dans le même écosystème. En effet, aucune règle générale n'a jusqu'à maintenant été formulée. La réponse globale d'une population donnée dépendra donc de l'importance relative de chacun de ces effets « négatifs » et « positifs ».

Effets « négatifs »

La plupart des effets dits « négatifs » affectent surtout la qualité de l'habitat de reproduction. La sédimentation est sans aucun doute un des facteurs responsable de cette dégradation.

En colmatant les interstices du gravier des frayères, les sédiments peuvent diminuer les échanges d'eau qui se font entre la surface et l'intérieur du gravier et ainsi réduire les apports en oxygène dissous (Murphy et Milner 1997; Everest *et al.* 1987; Moring 1982; Ringler et Hall 1975). Les sédiments plus grossiers peuvent même produire une barrière physique empêchant l'émergence des larves (Scrivener et Brownlee 1989; Gregory *et al.* 1987). À Carnation Creek en Colombie-Britannique, la survie jusqu'à l'émergence a diminué de 29,1 à 16,4% pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et de 22,2 à 11,5 % pour le saumon keta (*O. keta*) à la suite de l'exploitation forestière (Scrivener et Brownlee 1989).

Comme il a été mentionné précédemment, les hausses de température occasionnées par le déboisement peuvent aussi contribuer à la diminution de concentration en oxygène dissous à l'intérieur du gravier. D'autre part, la température de l'eau peut affecter directement le développement et la survie des salmonidés à chaque stade de leur vie (Murphy et Milner 1997). La température régit le taux de développement des œufs et des larves et chaque espèce possède une température optimale avec ses limites létales inférieures et supérieures (Weber-Scannel 1991). À Needle Branch en Orégon, la hausse de température observée suite aux coupes forestières pourrait avoir causé directement une mortalité des jeunes stades de saumon coho (Ringler et Hall 1975). La normale étant de 10 °C, des températures jusqu'à 20 °C auraient été enregistrées lorsque les larves étaient toujours dans le gravier. Une augmentation de la température peut aussi affecter le temps d'émergence des larves (Scrivener et Andersen 1984; Ringler et Hall 1975). À Carnation Creek, la température supérieure de l'eau aurait en partie provoqué l'apparition des jeunes stades jusqu'à six semaines plus tôt et la migration vers la mer, plus rapidement que les années avant l'exploitation forestière (Scrivener et Andersen 1984). Une migration plus hâtive suite à la

déforestation réduirait la survie en océan et diminuerait le retour des adultes (Murphy et Milner 1997).

Le déboisement est souvent accompagné dans certains cas d'une augmentation du débit des cours d'eau (Stednick 1996; Van Der Vinne et Andres 1988b). L'instabilité du lit de la rivière résultant de cette augmentation pourrait entraîner la mort de plusieurs œufs en incubation. Scrivener et Brownlee (1989) ont noté que les variations annuelles du débit de pointe et de la composition des matériaux du lit expliquaient respectivement 73 et 60 % de la variation de la survie jusqu'à l'émergence des saumons keta et coho.

Dans les petites rivières, la présence de gros débris de bois provenant de la végétation riveraine semble jouer un rôle important dans la création d'habitats propices à la reproduction (Murphy et Milner 1997). L'exploitation forestière peut affecter significativement la qualité de ces habitats de reproduction en modifiant la forme de ces gros débris de bois. Les débris de coupe semblent à ce titre moins stables et moins susceptibles de former des habitats que les débris provenant de sources naturelles (Murphy et Milner 1997).

En résumé, les effets négatifs de la déforestation sur les populations piscicoles sont directement liés à la qualité de l'habitat de reproduction. Le principal facteur en cause est le transport de sédiment, mais la température, l'augmentation du débit et la présence de gros débris de bois peuvent également contribuer à la détérioration de l'habitat.

Effets « positifs »

Dans plusieurs cas, l'aspect « positif » de la déforestation est surtout attribué à l'abondance de la nourriture (Thedinga *et al.* 1989; Murphy *et al.* 1986; Hawkins *et al.* 1983; Murphy et Hall 1981). L'augmentation de la luminosité suite au retrait du couvert végétal peut entraîner une hausse de la productivité primaire et de la biomasse des invertébrés aquatiques. Par exemple, une rivière froide et ombragée sans être initialement un habitat optimal pour les poissons pourrait, suite au déboisement, voir sa production piscicole

augmenter par la hausse des températures et l'augmentation de la productivité primaire (Burns 1972). Murphy *et al.* (1981) ont observé qu'en général, les rivières traversant des régions coupées à blanc possédaient un plus haut taux de respiration microbienne, une plus grande densité ou biomasse d'organismes épilithiques, d'invertébrés benthiques, de salamandres et de truites que les rivières boisées. Dans le sud de l'Alaska, le poids et la longueur des jeunes stades de saumons coho étaient directement liés à la biomasse du périphyton et à la densité du benthos (Thedinga *et al.* 1989)

Certaines études invoquent une hausse de la température pour expliquer la présence de larves plus grosses dans les rivières ou dans les portions de rivières ayant subi de l'exploitation forestière (Thedinga *et al.* 1989; Scrivener et Andersen 1984). On attribue la taille accrue de ces alevins à une plus longue saison de croissance, occasionnée par une émergence prématurée. Le déboisement peut aussi, en augmentant le niveau d'eau en été, procurer plus d'espaces pour les salmonidés juvéniles et ainsi, augmenter la capacité de support du milieu (Burns 1972).

Impact global

Suite au déboisement, les effets « positifs » et « négatifs » contribueront ensemble, dans des proportions propres à chaque cas, à la réponse globale d'une population piscicole. L'impact global dépendra donc de l'importance relative de chacun de ces effets. Dans certaines études, on conclut que l'augmentation de la productivité primaire résultant du retrait de la végétation des berges masquerait les effets négatifs de la sédimentation sur les populations (Hawkins *et al.* 1983; Murphy *et al.* 1981). En Orégon, les biomasses de truites fardées et arc-en-ciel étaient jusqu'à trois fois supérieures dans les sites coupés à blanc (cinq à dix ans après le déboisement) que les sites boisés (Murphy *et al.* 1981). Dans cette étude, peu d'effets reliés à la sédimentation furent notés.

Par contre, dans une autre étude faite en Orégon, Ringler et Hall (1975) ont observé que les changements occasionnés par la sédimentation au niveau de l'habitat de reproduction auraient causé une réduction de la population résidente de truites fardées de près d'un tiers

du niveau précédent les coupes forestières. Cette réduction aurait persisté six ans après l'impact.

Dans certains cas, les effets néfastes de la sédimentation peuvent balancer les effets positifs d'une augmentation de productivité primaire, ne provoquant pas d'impact perceptible sur les populations de poissons. Par exemple, huit des dix rivières étudiées par Grant *et al.* (1986) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ne possédaient pas, entre les segments déboisés et témoins, de différences significatives dans la biomasse des salmonidés.

La réponse globale d'une population peut à l'occasion varier d'une saison à l'autre (Murphy et Milner 1997; Gregory *et al.* 1987; Murphy *et al.* 1986; Burns 1972). En été, les effets du déboisement sembleraient plutôt reliés à l'abondance de nourriture tandis que la survie hivernale dépendrait de la stabilité de l'habitat et du nombre de refuges disponibles (Murphy et Milner 1997; Gregory *et al.* 1987). Murphy *et al.* (1986) ont observé que le déboisement peut augmenter, dans certains cours d'eau, l'abondance des larves de salmonidés en été, par une production primaire accrue. Il risque toutefois de diminuer l'abondance des tacons en hiver, si les débris assurant la stabilité de l'habitat ont disparu.

Les effets de la déforestation peuvent aussi différer selon l'espèce impliquée (Garman et Moring 1993; Scrivener et Brownlee 1989; Grant *et al.* 1986; Ringler et Hall 1975). Selon Garman et Moring (1993), le déboisement semblerait favoriser les espèces généralistes au point de vue alimentaire. Dans leur cas, une baisse significative de la production annuelle des naseux noirs (*Rhinichthys atratulus*) fut observée suite aux interventions forestières. Contrairement aux mulets à cornes (*Semotilus atromaculatus*), les naseux étaient contraints, de par leur morphologie, à se nourrir de proies aquatiques en déclin. Pour leur part, Scrivener et Brownlee (1989) rapportent que la profondeur à laquelle les œufs sont déposés, qui varie d'une espèce à l'autre, semblerait influencer le taux de survie des larves.

La réponse à court terme d'une population peut donc varier non seulement en fonction de la disponibilité en nourriture et de la quantité de sédiments mobilisés mais aussi selon la saison et l'espèce en cause. Pour les communautés piscicoles, l'exploitation forestière peut donc à court terme être positive (Hawkins *et al.* 1983; Murphy *et al.* 1981; Murphy et Hall 1981), négative (Bérubé et Lévesque 1995; Ringler et Hall 1975) ou tout simplement sans effet détectable (Grant *et al.* 1986).

Peu de renseignements sont disponibles sur les effets à long terme du déboisement sur les populations de poissons. Jusqu'à maintenant, le retour de l'ombrage occasionné par la régénération arboricole demeure le principal effet connu (Murphy et Milner 1997; Murphy et Hall 1981). En Orégon, les segments de cours d'eau en forêt de seconde croissance, ombragées de nouveau, 12 à 35 ans après l'exploitation forestière, possédait une biomasse de truites fardées inférieure aux sites de forêts plus âgées (Murphy et Hall 1981). La végétation de seconde croissance produirait donc un ombrage plus dense que les forêts matures (Bjorn *et al.* 1992) et aurait pour effet de contrebalancer l'augmentation de la production primaire observée plus tôt, dans les premiers stades de succession (Murphy et Hall 1981).

Selon Roberge (1996), la repousse et le rétablissement de l'ombrage riverain, le réchauffement, les gains d'éclairement et de productivité s'estompent avec le temps mais certaines dégradations de l'habitat comme l'accumulation des sédiments, peuvent persister à plus long terme.

Conclusion

L'impact de la déforestation sur les écosystèmes lotiques a été jusqu'à présent assez bien documenté. Au Québec, mis à part l'étude faite par Bérubé et Lévesque (1995), l'information traitant des effets de l'exploitation forestière sur les populations piscicoles en milieu lacustre demeure inexistante. Il en est de même pour ce qui est de la documentation disponible sur l'impact des feux de forêt.

En se basant sur la littérature disponible et en considérant les caractéristiques propres aux milieux lacustres, plusieurs questions peuvent être soulevées concernant l'importance de l'impact occasionné par le déboisement dans ce type de milieux. En tant que masse d'eau calme, les lacs possèdent entre autres la capacité de retenir une plus grande partie des sédiments provenant de l'amont (Roberge 1996) et probablement aussi du bassin versant. Les lacs seraient-ils donc plus vulnérables que les rivières à la sédimentation produite par le déboisement ? Conséquemment, observerait-on une différence au niveau de la réponse des communautés piscicoles entre ces deux milieux ?

De par leur grande superficie naturellement à découvert, on pourrait s'attendre à ce que l'impact d'une augmentation de luminosité causée par le retrait de la végétation riveraine soit moins important dans un lac que dans une rivière. À elle seule, l'augmentation éventuelle des nutriments pourrait-elle causer une augmentation de la productivité primaire ? Si tel est le cas, est-ce que l'effet pourrait se répercuter jusqu'aux populations piscicoles ?

Sans prétendre pouvoir répondre à toutes ces questions, la raison d'être du présent projet de maîtrise était donc de contribuer à augmenter nos connaissances face aux effets des coupes forestières et des feux de forêt en milieu lacustre.

RÉSUMÉ DES RÉSULTATS OBTENUS PAR LES AUTRES ÉQUIPES DU CENTRE SUR LA GESTION DURABLE DES FORÊTS

Introduction

Tel que décrite dans la problématique, l'étude présentée dans ce mémoire s'intègre dans un programme plus vaste visant à évaluer l'impact des coupes forestières et des feux de forêt sur l'ensemble de l'écosystème lacustre et d'établir les différences entre ces deux types de perturbations. Pour ce faire, une série de lacs dont les bassins avaient subi soit des coupes forestières (9 lacs), des feux de forêt (9 lacs) ou aucune perturbation (20 lacs) ont été sélectionnés et soumis à un suivi intensif des paramètres couvrant plusieurs aspects de l'écosystème aquatique. Une comparaison des résultats, obtenus entre les trois groupes de lacs, a par la suite été réalisée pendant une période de trois ans suivant les perturbations. Comme les niveaux trophiques d'un écosystème aquatique sont intimement reliés, nous avons donc jugé pertinent d'inclure un résumé des différents résultats obtenus pour chacun de ces niveaux étudiés puisque la réponse des poissons face aux perturbations est susceptible d'intégrer toutes les modifications apportées au milieu. Pour obtenir de plus amples informations sur la région d'étude et la sélection des lacs, le lecteur pourra se référer à la section Méthodologie du résumé long en français (voir en annexe).

Physico-chimie

Un suivi des concentrations en nutriments et en ions majeurs ainsi que du carbone organique dissous (COD) et de la pénétration de la lumière a été effectué par Carignan et al. (2000) sur la même série de lacs pendant les trois années suivant les feux et les coupes forestières. Les auteurs ont enregistré des concentrations en carbone organique dissous et un coefficient d'atténuation lumineuse (ϵ_{PAR}) jusqu'à trois fois supérieures dans les lacs de coupes, comparativement aux lacs de feux et de référence. Une augmentation de la concentration des nutriments tels que le phosphore total (2 à 3 fois) et l'azote organique total (2 fois) ainsi que de certains ions majeurs (K^+ , Cl^- , Ca^{2+} , plus de 6 fois) a aussi été observée dans les lacs de feux et de coupes. Les concentrations en nitrate (NO_3^-) et en

sulfate (SO_4^{2-}) étaient pour leur part plus élevées dans les lacs de feux seulement (respectivement 60 fois et 6 fois). Dans la plupart des cas, l'amplitude de l'impact était directement proportionnel au rapport entre la superficie déboisée (par le feu ou les coupes) et le volume ou la superficie du lac. Les effets observés au cours de cette étude démontraient certaines variations temporelles. En effet, quelques ions mobiles et une partie du COD ont été rapidement lessivés des bassins versant ayant subi des coupes forestières ou des feux de forêt (50% en trois ans) tandis que d'autres substances ou propriétés (PT, NOT, COD, ϵ_{PAR} , Ca^{2+} , Mg^{2+}) ont peu changé ou augmentaient encore après trois ans.

En comparant ces résultats avec d'autres études récentes réalisées en lac, Carignan et Steedman (2000) ont souligné l'importance des caractéristiques du lac et du bassin versant quant aux effets que peuvent avoir les coupes forestières sur la qualité de l'eau. Par exemple, dans une étude menée en Ontario par Steedman (2000), les coupes forestières en forêt boréale n'auraient occasionné que de faibles changements sur la qualité de l'eau de trois lacs stratifiés tandis que l'étude paléolimnologique de Scully et al. (2000) ne révèle aucune trace d'augmentation des nutriments ou de matière organique suite à l'exploitation forestière effectuée en bordure d'un lac du Michigan. Ces différences semblent être attribuables aux différences de morphométrie, du rapport de drainage et du temps de renouvellement de l'eau dans les lacs impliqués dans chacune des études (Carignan et Steedman 2000). À ce titre, il devient donc risqué d'extrapoler à d'autres régions les effets observés pour une région donnée.

Productivité primaire

Un suivi de la biomasse des algues benthiques et pélagiques ainsi que de la structure des communautés d'algues pélagiques a été effectué par Planas et al. 2000. Les résultats obtenus ont démontré qu'au cours des trois années du suivi, la concentration en chlorophylle-a et la biomasse des algues pélagiques étaient significativement supérieures (1,4 à 3 fois) dans les lacs perturbés en comparaison aux lacs de référence. La réponse observée serait fortement reliée à l'augmentation du phosphore total observée dans les lacs à l'étude (Carignan et al. 2000). Toutefois, les différences les plus marquées ont surtout été

notées parmi les lacs au bassin versant brûlé, la production primaire étant possiblement limitée par la faible transmission lumineuse dans les lacs de coupes forestières. Certains changements ont aussi été observés au niveau de la structure des communautés d'algues pélagiques : les nanoflagellés mixotrophes ont augmenté dans les lacs de coupes alors que ce sont les diatomées phototrophes qui ont augmenté dans les lacs de feu.

Zooplankton

Le suivi effectué par Patoine et al. (2000) sur la biomasse zooplanctonique démontre aussi des changements dans les lacs perturbés en réponse à l'augmentation des nutriments. En effet, les auteurs ont observé au cours de la première année suivant les perturbations, une biomasse de limnoplankton plus élevée (59%) dans les lacs de feu, précisément pour la fraction composée par les rotifères. Au cours de la deuxième année, cette différence au niveau des rotifères était encore plus marquée (91%), incluant de plus la fraction composée par les gros crustacés (65%). Les lacs de coupe démontraient pour leur part une réponse différente puisque la seule différence significative observée s'est traduite par une plus faible biomasse des calanoïdes au cours de la première année suivant les perturbations. Pendant la troisième année, aucune différence de biomasse n'était détectable entre les trois groupes de lacs. D'après les auteurs, l'augmentation de biomasse notée dans les lacs de feu en comparaison aux lacs de référence serait supportée par les plus grandes concentrations en phosphore, en azote et en chlorophylle-a observées pour ce groupe de lacs. De plus, il est suggéré quant dépit des fortes concentrations en nutriments observées dans les lacs de coupe, ceux-ci tendent à supporter une plus faible biomasse en zooplankton, en raison de la productivité primaire qui s'avère limitée par la faible transmission lumineuse.

Macroinvertébrés

L'équipe de Scrimgeour et al. (2000) ont quantifié l'effet des perturbations par le feu et les coupes sur les macroinvertébrés benthiques dans 12 des 38 lacs à l'étude, et ce, deux ans après les perturbations. En comparant les résultats obtenus dans chacun des groupes de lacs (5 lacs brûlés, 4 lacs coupés, 3 lacs de référence), les auteurs n'ont pas pu déceler de différence au niveau de la densité et de la richesse des espèces. Toutefois, la biomasse

totale des macroinvertébrés s'est avérée plus élevée dans les lacs de feu comparativement aux lacs de coupe et de référence. En analysant les résultats par groupe taxonomique, cette différence n'a été significative que pour les chironomides, lesquels dominaient numériquement les échantillons. D'après les analyses effectuées, les réponses observées seraient fortement reliées au phosphore total, à l'azote inorganique dissous, au carbone inorganique dissous et à la chlorophylle-a épilithique mesurés dans les lacs à l'étude. Les résultats obtenus par cette équipe corroborent l'augmentation de productivité observée dans les lacs au bassin versant ayant subi des feux de forêt. Mentionnons toutefois que la méthodologie d'échantillonnage employée par les auteurs permet difficilement d'extrapoler les résultats obtenus pour les lacs entiers puisque les paramètres des communautés benthiques ont été estimés à l'aide de seulement trois coups de benne Ekman par lac.

Accumulation du mercure

On rapporte souvent que la matière organique contenue dans la partie supérieure du sol s'avère plus susceptible d'être transférée par érosion vers les systèmes aquatiques une fois que le sol a été mis à nu par les coupes forestières et les feux de forêt. L'augmentation de COD observée dans les lacs de coupe par Carignan et al. (2000) suggère que ce phénomène puisse se produire dans les lacs du bouclier laurentien. Certains métaux, tel que le mercure, sont associés à la matière organique et peuvent, suite à ce genre de perturbations, être lessivés vers les lacs et cours d'eau, contaminant ainsi toute la chaîne alimentaire.

À ce titre, Garcia et Carignan (1999) ont observé des concentrations en méthyl mercure légèrement mais significativement supérieures dans le zooplancton des lacs de coupe comparativement aux lacs de feu et de référence. Par contre, les teneurs en méthyl mercure dans le zooplancton des lacs de feu et de référence n'étaient pas significativement différentes. Le carbone organique dissous était une variable importante servant à expliquer la variation des concentrations en méthyl mercure, ce qui indique l'importance du bassin versant dans le transfert du mercure associé à la matière organique vers les lacs. La forte intensité des feux de forêt survenus sur le bassin versant des lacs à l'étude aurait plutôt provoqué la perte des métaux par volatilisation.

Des résultats similaires ont été observés par Garcia et Carignan (2000) au niveau du grand brochet, dont les concentrations en mercure total mesurées au niveau des muscles étaient significativement plus élevées dans les lacs au bassin versant coupés comparativement aux lacs de référence. Les lacs de feu n'affichaient pour leur part aucune différence significative. Pour tous les lacs coupés, le niveau de mercure dépassait la limite recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé pour la consommation humaine.

Conclusion

Les résultats obtenus illustrent bien l'importance des interactions qui existent entre le bassin versant et les écosystèmes lacustres récepteurs, lors de perturbations par le feu ou par coupe forestière. Dépendant du type de perturbation survenu, certaines différences peuvent exister au niveau des réponses observées sur l'écosystème. Même si les coupes forestières et les feux de forêt causent des apports similaires en nutriments dans les lacs du centre du Québec, les coupes forestières induisent des apports en carbone organique dissous plus importants comparativement aux feux de forêt, qui pour leur part causent d'importantes augmentations en nitrate. Cette différence, située à la base même de l'écosystème, influence la réponse observée au niveau de la vie aquatique. Elle se traduit par une augmentation de productivité plus marquée au niveau des lacs de feu comparativement aux lacs de coupe, différence qui serait dû en partie à une productivité primaire limitée dans les lacs de coupe causé par un faible coefficient de transmission lumineuse.

Les observations faites à court terme par les autres équipes du Centre de recherche sur la Gestion durable des forêts démontrent que les différences induites par l'augmentation de productivité s'amenuisent et deviennent de moins en moins marquées d'un niveau trophique à l'autre. Dans ce contexte, est-il possible que cette augmentation de productivité ait été, en particulier dans les lacs de feu, d'une amplitude suffisante pour qu'elle puisse s'être répercutée jusqu'aux poissons et se traduire par une augmentation d'abondance ou de croissance ? Cependant, la rétrospective de littérature a mis en évidence que la réponse des

populations de poissons face à des perturbations du bassin versant s'avère complexe, étant donné la multitude de facteurs qui peuvent agir simultanément. Le prochain chapitre résume donc les observations qui ont été faites sur l'état des populations de poissons des lacs du bouclier laurentien suite à l'exploitation forestière et aux feux de forêt.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bérubé, P. et Lévesque, F. 1995. Analyse des données d'exploitation de l'omble de fontaine en relation avec les interventions forestières dans le réserve faunique Mastigouche. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/17, 25p. + 4 annexes et 2 cartes.
- Beschta, R.L., Bilby, R.E., Brown, G.W., Holtby, L.B., et Hofstra, T.D. 1987. Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions *dans* Streamside management: forestry and fishery interactions, E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 191-232.
- Bjorn, T.C., Brusven, M.A., Hetrick, N.J., Keith, R.M., et Meehan, W.R. 1992. Effects of canopy alterations in second-growth forest riparian zones on bioenergetic processes and responses of juvenile salmonids to cover in small southeast Alaska streams. Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Technical Report 92-7, Moscow, ID.
- Bolin, S.B., et Ward, T.J. 1987. Recovery of a New Mexico drainage basin from a forest fire. *dans* Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 191-198.
- Boulter, D., et Darr, D. 1996. Étude sur les tendances du secteur du bois en Amérique du Nord. Nations-Unies. Études de Genève sur le bois et la forêt, no. 9. Genève, Suisse. 56p.
- Brown, G.W. 1983. Forestry and water quality, O.S.U. Book Stores Inc., Corvallis, Oregon, 142 p.
- Burns, J.W. 1972. Some effects of logging and associated road construction on northern California streams. Transactions of the American Fisheries Society 101: 1-17.

- Carignan, R., et Steedman, R.J. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57 (suppl. 2): 1-4.
- Carignan, R., D'Arcy, P., et Lamontagne, S. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes water chemistry. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57 (suppl. 2) :105-117.
- Cerdà, A., Imeson, A.C., et Calvo, A. 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena* 24: 289-304.
- Cordone, A.J., et Kelly, D.E. 1961. The influence of inorganic sediment on the aquatic life of streams. *California Fish and Game* 47:189-228.
- Culp, J.M. 1987. The effect of streambank clearcutting on the benthic invertebrates of Carnation Creek, British Columbia *dans* Applying 15 years of Carnation Creek results, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 87-92.
- Eaglin, G.S., et Hubert, W.A. 1993. Effects of logging and roads on substrate and trout in streams of the Medicine Bow national forest, Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management* 13: 844-846.
- Everest, F.H., Beschta, R.L., Scrivener, J.C., Koski, K.V., Sedell, J.R., et Cederholm, C.J. 1987. Fine sediment and salmonid production: a paradox. *dans* Streamside management: forestry and fishery interactions, E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 98-142.
- France, R., Culbert, H., et Peters, R. 1996. Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management* 20: 579-583.
- Garcia, E., et Carignan, R. 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 56: 339-345.
- Garcia, E., et Carignan, R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57 (suppl. 2) :129-135.

- Garman, G.C., et Moring, J.R. 1991. Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia* 209: 29-37.
- Garman, G.C., et Moring, J.R. 1993. Diet and annual production of two boreal river fishes following clearcut logging. *Environmental Biology of Fishes* 36: 301-311.
- Gerla, P.J., et Galloway, J.M. 1998. Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming, following the 1998 Clover-Mist wildfire. *Environmental Geology* 36: 127-136.
- Grant, J.W.A, Englert, J., et Bietz, B.F. 1986. Application of a method for assessing the impact of watershed practices: effects of logging on salmonid standing crops. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 24-31.
- Graynoth, E. 1979. Effects of logging on stream environments and faunas in Nelson. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 13: 79-109.
- Gregory, S.V., Lambertini, G.A., Erman, D.C., Koski, K.V., Murphy, M.L., et Sedell, J.R. 1987. Influence of forest practices on aquatic production *dans* Streamside management: forestry and fishery interactions, E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 233-256.
- Hartman, G., Scrivener, J.C., Holtby, L.B., et Powell, L. 1987. Some effects of different streamside treatments on physical conditions and fish population processes in Carnation Creek, a coastal rain forest stream in British Columbia *dans* Streamside management: forestry and fishery interactions, E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 330-372.
- Hartman, G.F., et Scrivener, J.C. 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 223, 148p.
- Hawkins, C.P., Murphy, M.L., et Anderson, N.H. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade range streams of Oregon. *Ecology* 63: 1840-1856.
- Hawkins, C.P., Murphy, M.L., Anderson, N.H., et Wilzbach, M.A. 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the

- northwestern United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1173-1185
- Hetherington, E.D. 1987. The importance of forests in the hydrological regime. *Canadian Aquatic Resources*, M.C.Healey et R.R.Wallace (éd.), p.179-211.
- Howes, D.E. 1987. A method for predicting terrain susceptible to landslides following forest harvesting: a case study from the Southern Coast Mountains of British Columbia. *dans Forest Hydrology and Watershed Management*. IAHS publ. 167, p. 143-153.
- Hunter, M.L., Jr. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biol. Conserv.* 65: 115-120.
- Jewett, K., Daugharty, D. Krause, H.H., et Arp, P.A. 1995. Watershed responses to clear-cutting: Effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. *Canadian journal of soil science* 75: 475-490.
- Lee, R., et Samuel, D.E. 1976. Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia. *Journal of environmental quality* 5: 362-366.
- Lynch, J.A., Rishel, G.B., et Corbett, E.S. 1984. Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: Quantification and biological implications. *Hydrobiologia* 111: 161-169.
- Martin, C.W., Noel, D.S., et Federer, C.A. 1985. Clearcutting and the biogeochemistry of streamwater in New England. *Journal of forestry* 83: 686-689.
- Martin, C.W., Hornbeck, J.W., Likens, G.E., et Buso, D.C. 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57 (suppl.2): 19-29.
- McColl, J.G., et Grigal, D.F. 1977. Nutrient changes following a forest wildfire in Minnesota: effects in watersheds with differing soils. *Oikos* 28: 105-112.
- Megahan, W.F., King, J.G., et Seyedbagheri, K.A. 1995. Hydrologic and erosional responses of a granitic watershed to helicopter logging and broadcast burning. *Forest Science* 41: 777-795.
- Mihuc, T.B., et Minshall, G.W. 1995. Trophic generalists vs. trophic specialists: implications for food web dynamics in post-fire streams. *Ecology* 76: 2361-2372.

- Moring, J.R. 1982. Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging: an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and alevins. *Hydrobiologia* 88: 295-298.
- Murphy, M.L., et Hall, J.D. 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 38: 137-145.
- Murphy, M.L., Hawkins, C.P., et Anderson, N.H. 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 469-478.
- Murphy, M.L., Heifetz, J., Johnson, S.W., Koski, K.V., et Thedinga, J.F. 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 43: 1521-1533.
- Murphy, M.L., et Milner, A.M. 1997. Alaska timber harvest and fish habitat *dans* Freshwaters of Alaska, Milner, A.M., Oswood, M.W. (éditeurs), *Ecological studies* 119: 229-263.
- Nebecker, A.V. 1972. Effects of low oxygen concentrations on survival and emergence of aquatic insects. *Transactions of the American Fisheries Society* 101: 675-679.
- Newbold, J.D., Erman, D.C., et Roby, K.B. 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 1076-1085.
- Nicolson, J.A., Foster, N.W., et Morrison, I.K. 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Symposium Canadien d'Hydrologie* 1982: 71-89.
- Noel, D.S., Martin, C.W., et Federer, C.A. 1986. Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management* 10: 661-670.
- Pardo, L.H., Driscoll, C.T., et Likens, G.E. 1995. Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, air and soil pollution* 85: 1659-1664.

- Patoine, A., et Pinel-Alloul, B., Prepas, E.E. et Carignan, R. 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes ? *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57 (suppl. 2) :155-164.
- Pearce, A.J., O'Loughlin, C.L., Jackson, R.J., et Zhang, X.B. 1987. Reforestation: on-site effects on hydrology and erosion, eastern Raukumara Range, New Zealand. *dans* Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p.489-497.
- Plamondon, A.P., Leprohon, R., et Gonzalez, A. 1976. Exploitation forestière et protection de quelques cours d'eau de la Côte-Nord. *dans* Les cahiers de Centreau 1(6), 43p.
- Plamondon, A.P., et Ouellet, D.C. 1980. Partial clearcutting and streamflow regime of ruisseau des Eaux-Volées experimental basin. *dans* The Influence of Man on the Hydrological Regime with special Reference re Representative and Experimental Basins, IAHS publ. 130, p. 129-136.
- Plamondon, A.P. 1981. Écoulement et modification du couvert forestier. *dans* Le Naturaliste Canadien 108: 289-298.
- Plamondon, A.P. 1981b. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée. Synthèse no. 1. Beauce-Sud (1978-80). Ministère de l'énergie et des ressources.
- Plamondon, A.P. 1982a. Augmentation de la concentration des sédiments en suspension suite l'exploitation forestière et durée de l'effet. *dans* Canadian Journal of Forest Research 12 :883-892.
- Plamondon, A.P. 1982b. L'influence de l'exploitation forestière sur la concentration des particules dans les petites cours d'eau de la Beauce, Québec. *dans* Géographie physique et quaternaire 36 : 315-325.
- Plamondon, A.P., et Gonzalez, A. 1982. Effects of logging on water quality: comparison between two quebec sites. Symposium Canadien d'Hydrologie 1982: 71-89.
- Plamondon, A.P., et Ouimet, R. 1982. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée, ministère de l'Énergie et des Ressources, Abitibi (1980-1981), rapport #4, 70p.

- Plamondon, A.P., Gonzales, A., et Thomassin, Y. 1982. Effects of logging on water quality: comparison between two Quebec sites. Canadian hydrology symposium: 82:49-70.
- Plamondon, A.P. 1988. The ruisseau de Eaux-Volées forest experimental watershed, Québec. *dans* Symposium Canadien d'Hydrologie 1988 :87-98.
- Plamondon, A.P. 1993. Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité, rapport préparé pour le ministère des Forêts, 179p.
- Ressources Naturelles Canada. 1996. L'état des forêts au Canada. Service Canadien des forêts. Cat. Fol-6/1996 E. 112p.
- Ressources Naturelles Canada. 1998. L'état des forêts au Canada. Service Canadien des forêts. Cat. Fol-6/1998 E. 112p.
- Ringler, N.H., et Hall, J.D. 1975. Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. Transactions of the American Fisheries Society 104: 111-121.
- Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec. Direction des écosystèmes aquatiques. 68 p. et annexes.
- Robinson, C.T., Rushforth, S.R., et Minshall, G.W. 1994. Diatom assemblages of streams influenced by wildfire. Journal of Phycology 30: 209-216.
- Rosén, K., Aronson, J-A., et Eriksson, H.M. 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. Forest Ecology and Management 83: 237-244.
- Schindler, D.W., Newbury, R.W., Beaty, K.G., Prokopowich, J., Ruszczynski, T., et Dalton, J.A. 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 37: 328-334.
- Scrivener, J.C., Andersen, B.C. 1984. Logging impacts and some mechanisms that determine the size of spring and summer populations of coho salmon fry (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 41: 1097-1105.

- Scrivener, J.C., et Brownlee, M.J. 1989. Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 46: 681-696.
- Scully, N.M, Leavitt, P.R., et Carpenter, S.R. 2000. Century-long effects of forest harvest on the physical structure and autotrophic community of a small temperature lake. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 57 (suppl. 2) : 50-59.
- Scrimgeour, G.J., Tonn, W.M., Paszkowski, C.A., et Aku, P.M.K. 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. Forest ecology and management 126: 77-86.
- Spencer, C.N., et Hauer, F.R. 1991. Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire. Journal of the North American benthological society 10: 24- 30.
- Stednick, J.D. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. Journal of hydrology 176: 79-95.
- Steedman, R.J. 2000. Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 57 (suppl. 2) : 92-96.
- Stockner, J.G., et Shortreed, K.S. 1987. The autotrophic community response to logging in Carnation Creek, British Columbia: a six year perspective. *dans* Applying 15 years of Carnation Creek results, Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 39-97.
- Thedinga, J.F., Murphy, M.L., Heifetz, J., Koski, K.V., et Johson, S.W. 1989 Effects of logging on size and age composition of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and density of presmolts in southeast Alaska streams. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 46: 1383-1391.
- Tsukamoto, Y., et Minematsu, H. 1987. Evaluation of the effect of deforestation on slope stability and its application to watershed management *dans* Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 181-189.
- Van Der Vinne, G., et Andres, D. 1988a. Forest harvesting and sediment yield in the Tri Creeks basin. Symposium Canadien d'hydrologie 1988: 347-351.

- Van Der Vinne, G. et Andres, D. 1988b. Forest harvesting and water yield in the Tri Creeks basin. Symposium Canadien d'hydrologie 1988: 353-357.
- Vuori, K-M., et Joensuu, I. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity ? Biological Conservation 77: 87-95.
- Wright, R.F. 1976. The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. Ecology 57: 649-663.
- Weber-Scannell, P. 1991. Influence of temperatures on coldwater fishes: A literature review. Technical Report 91-1. Fairbanks, AK.

CHAPITRE PRINCIPAL

Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes

by

Isabelle St-Onge and Pierre Magnan ¹

¹ Département de chimie-biologie

Université du Québec à Trois-Rivières

C.P. 500, Trois-Rivières (Québec)

Canada G9A 1H7

ABSTRACT

The goal of this study was to determine if natural fires and logging have a significant impact on abundance, growth, and size structure of fish populations in 38 lakes of the Laurentian Shield (Québec, Canada). The watersheds of 9 of these lakes underwent logging and 9 underwent natural fires while the 20 remaining lakes were used as references. No significant differences were found among the three lake groups in the catch per unit of effort of the most abundant species: white sucker (*Catostomus commersoni*), northern pike (*Esox lucius*), yellow perch (*Perca flavescens*), lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), fallfish (*Semotilus corporalis*), brook charr (*Salvelinus fontinalis*), walleye (*Stizostedion vitreum*), and burbot (*Lota lota*). No significant difference was found in the back-calculated length of yellow perch, for which age determinations were made, among control, burned, and logged lakes. However, we found that the proportion of small yellow perch and white sucker were significantly lower in populations of impacted lakes (burned and logged lakes pooled). The influence of logging and fires remained significant when a series of biotic and abiotic variables on watershed and lake characteristics were accounted for in multiple regression analyses. The lower proportion of small fish in impacted lakes could be due either to an increase in post-emergence mortality and (or) a shift of individuals to the pelagic zone.

RÉSUMÉ

Le but de cette étude était de déterminer si les coupes forestières et les feux de forêt ont un impact significatif sur l'abondance, la croissance et la structure en taille des populations de poissons de 38 lacs du bouclier laurentien (Québec, Canada). Les bassins versants de 9 lacs ont fait l'objet de coupes forestières, ceux de 9 autres ont subi des feux de forêt, alors que les 20 restants ont été utilisés comme référence. Aucune différence significative n'a été observée entre les trois groupes de lacs au niveau des captures par unité d'effort des espèces les plus abondantes: le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le grand brochet (*Esox lucius*), la perchaude (*Perca flavescens*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), la ouitouche (*Semotilus corporalis*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) et la lotte (*Lota lota*). Aucune différence significative n'a été observée dans les longueurs rétrocalculées des perchaudes, pour lesquelles la détermination d'âge a été effectuée, entre les lacs témoins, brûlés et coupés. Cependant, une diminution significative de la proportion des individus de petite taille a été observée chez les populations de perchaudes et de meuniers noirs des lacs perturbés (les lacs brûlés et coupés formant un seul groupe). L'influence des coupes et des feux est demeurée significative après que les variables biotiques et abiotiques caractérisant les bassins versant et les lacs ont été considérées dans des analyses de régression multiple. La plus faible proportion des individus de petite taille dans les lacs ayant subi des perturbations pourrait être due à une augmentation de la mortalité post-émergence et (ou) à un déplacement des individus dans la zone pélagique.

INTRODUCTION

The effects of logging are well documented in lotic ecosystems (reviewed in Roberge 1996). Some of the most significant effects are the increase in streamflow (Van Der Vinn and Andres 1988a; Heede 1991), nutrient concentrations (Nicolson et al. 1982; Plamondon 1982), turbidity and sedimentation (Krause 1982; Everest et al. 1987). Road construction and road use associated with logging are often more significant causes of increased sediment yield than logging itself (Van Der Vinne and Andres 1988b; Miller et al 1997). Logging may also induce increases in water temperature (Beschta et al. 1987; Garman and Moring 1991), decreases in dissolved oxygen (Ringler and Hall 1975; Murphy and Milner 1997) and increases in primary productivity (Murphy and Hall 1981; Gregory et al. 1987) resulting from canopy removal cover. Forest fires were also reported to increase sediment transport (Beaty 1994; Cerdà et al. 1995) and nutrient losses (Spencer and Hauer 1991; Bayley et al. 1992). In lakes, canopy removal, either through natural fires or logging, also tends to increase organic carbon, chlorophyll a and limnoplankton biomass (Carignan et al. this issue; Planas et al. this issue; Patoine et al. this issue).

All these changes are susceptible to affect the top-down and bottom-up interactions, including fish populations, which can reflect short term changes in limnetic eutrophication due to their ability for rapid growth compensation and their short life history cycles. As fish yield is strongly correlated to lake productivity, forest clearance may increase fish productivity (Roberge 1996). On the other hand, increased sedimentation following deforestation is also likely to have an impact on spawning habitats and therefore on fish recruitment (Everest et al. 1987). Most existing studies on the impact of logging on fish populations deal with salmonids inhabiting running waters. With the exception of Bérubé and Lévesque (1998), we do not know of any study that investigated the impact of these perturbations on fish population structure of lake ecosystems. Two studies of this issue deal with the potential effect of deforestation on salmonid lake habitats (Gunn and Stein, this issue; Steedman, this issue).

The objective of our study was to determine if abundance, growth, and size structure of fish populations are correlated with changes in any lake characteristics following burning or logging.

METHODS

Study area

The data were collected in 38 stratified headwater lakes on the Laurentian Shield. All the lakes are located within a 50 000 km² area around Réservoir Gouin, Québec (for a detailed description of the study area, see Carignan et al. this issue). Our study compared fish communities in lakes with three types of watershed treatments: 20 control lakes with undisturbed watershed, 9 “logged” lakes, whose watersheds had undergone forest clearance (8.5 to 73.2 %) and 9 “burned” lakes, whose watersheds had been severely burned by fire (50.1 to 100.0 %). Lakes were selected on the basis of comparable size, depth, watershed morphometries, and time of the impact (see Carignan et al. this issue). Most fires and clear-cuts occurred in 1995 (with the exception of lakes C24 and C2, which had partial cuts in spring and summer 1994 respectively). The fish communities of these lakes are generally unexploited or lightly exploited due to the relatively limited access.

Fish sampling

Twenty-one lakes were sampled in 1996 (one year after impact) and 17 in 1997 (two years after impact). Each lake was sampled once between June and August. Fish were captured with experimental monofilament gillnets, 102.3 m long x 2.7 m deep, with stretched mesh panels of 20, 24, 33, 36, 50, 60, 76, 90, and 100 mm (filament diameter of 0.17, 0.20, 0.20, 0.20, 0.20, 0.32, 0.32, 0.32, and 0.32 mm, respectively). Gillnets were set perpendicular to the shore, with small and large meshes alternating from the shore among gillnets. The nets were set at regular intervals around the lake, the first net location being randomly located on aerial photographs. The fishing effort was 6 nets per night for lakes < 50 ha, 8 nets per night for lakes of 50-100 ha, 10 nets per night for lakes of 100-150 ha, and 12 nets per night for lakes > 150 ha. The nets fished for periods of 16 to 24 hours, always covering the

periods between 18:00 and 09:00 hours. For all fish captured, total length (± 1 mm) and weight (± 0.1 g) were noted and, when possible, sex was identified following gonads examination. Appropriate bone structures were also removed for further age determination of white sucker (*Catostomus commersoni*), pike (*Esox lucius*), yellow perch (*Perca flavescens*), brook charr (*Salvelinus fontinalis*), lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), and walleye (*Stizostedion vitreum*).

Study species

The fish species compositions of the study lakes, unknown before this study, were quite diverse (Table 1). The most widespread species were white suckers (31 lakes), northern pike (27 lakes), yellow perch (25 lakes), and lake whitefish (11 lakes). We selected white suckers, yellow perch, and lake whitefish to evaluate the impact of logging or fires on fish populations structure, because they were the most abundant and frequent species. Northern pike was present in many lakes but its abundance (catch per unit of effort [CPUE]; number of fish per gillnet per night) was too low to built reliable length distributions (mean CPUE: 2.1 ± 1.3 ; $n = 27$ lakes).

Relative abundance

Lakes where few individuals were captured (i.e., less than 15) were not included in the analyses. A one-way ANOVA followed by Tukey's multiple range comparison test was performed to determine if there was any significant difference in catch per unit of effort (CPUE) among lake groups for species that sufficient data were available to perform this analysis (e.g., white sucker, northern pike, yellow perch, lake whitefish). Assuming that logging and fires may have similar effects on abundance (if there is an effect), we pooled the data from logged and burned lakes into a single group, hereafter referred as impacted lakes, to increase sample size of the other species (e.g., fallfish, brook charr, walleye and burbot). In this case, we used a *t* test to compare control versus impacted lakes. When the data were not normally distributed and (or) the variances heterogenous, the data were log ($x+1$) transformed. The homogeneity of variances was tested with the F_{max} -test (Sokal and Rohlf 1981), while the normality was tested with the Kolmogorov-Smirnov Lilliefors test.

Table 1. Occurrence of fish species in the three lake groups (control, burned and logged).
Data are number of lakes.

<i>Species</i>	Control	Logged	Burned	<i>Total</i>
White sucker (<i>Catostomus commersoni</i>)	18	6	7	31
Northern pike (<i>Esox lucius</i>)	13	7	7	27
Yellow perch (<i>Perca flavescens</i>)	12	7	6	25
Lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>)	4	3	4	11
Fallfish (<i>Semotilus corporalis</i>)	4	4	2	10
Brook charr (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	4	2	1	7
Walleye (<i>Stizostedion vitreum</i>)	4	2	3	9
Burbot (<i>Lota lota</i>)	3	3	1	7
Lake charr (<i>Salvelinus namaycush</i>)	0	1	1	2
Rainbow smelt (<i>Osmerus mordax</i>)	2	0	0	2
Trout-perch (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	1	0	0	1
Brook stikelback (<i>Culaea inconstans</i>)	1	0	0	1
Ninespine stikelback (<i>Pungitus pungitus</i>)	1	0	0	1
Finescale dace (<i>Phoxinus neogaeus</i>)	4	1	0	5
Lake chub (<i>Couesius plumbeus</i>)	3	2	0	5
Golden shiner (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	1	3	1	5
Pearl dace (<i>Semotilus margarita</i>)	4	0	3	7
Blacknose shiner (<i>Notropis heterolepis</i>)	0	1	0	1
Spottail shiner (<i>Notropis hudsonius</i>)	2	0	0	2
Logperch (<i>Percina caprodes</i>)	0	0	1	1
Northern redbelly dace (<i>Phoxinus eos</i>)	2	0	0	2
Common shiner (<i>Notropis cornutus</i>)	1	0	0	1
Cyprinid sp.	14	1	8	23

The data were not always normally distributed and (or) the variances homogeneous. We assumed that departures from these assumptions had no marked effect on the *t* test or ANOVA's significance levels (Sokal and Rolf 1981).

We also compared the percent CPUE of "small fish" of the three study species and that of 1+ yellow perch using the same procedure, because they appeared to be affected by logging and fires (see Fig. 1, and below for age determination of yellow perch). "Small fish" corresponded to the first mode of the size frequency distribution, which was estimated visually. In the size frequency distribution, the frequency of each length class represented the mean of the lake group. For yellow perch, the first mode was clear and corresponded to fish < 75 mm (see Results section). For white sucker, the first mode was not as clear as for yellow perch but was set to include fish < 160 mm. Finally, the first size class of lake whitefish comprised fish < 120 mm.

Age and growth of yellow perch

The opercular bones were used to determine age and growth of yellow perch. Pairs of operculars were placed in a solution of soapy water overnight then cleaned and dried. A color camera (8210 Series NTSC / Y-C) mounted on a dissecting microscope and connected to a computer were used for the examination of operculars. The bone structure was submerged in immersion oil and observed at 6.5-10 X magnification on a black background with a continuous light ring. An image of the bone was then captured with Sigma Scan Pro® (version 4.0) and viewed on a monitor. The true annuli were characterized by a gradual change from the broad opaque summer growth zone to a narrow transparent winter zone, which ends relatively abruptly with a sharp line of discontinuity to the next summer zone (LeCren 1947). This line was taken as the end of the year's growth. Two independent readings were made by the same reader. When the results were different, two additional readings were made; when there was still disagreement, the sample was rejected. The opercular centrum was considered to be the point in the thickest region of the bone where the holes appeared to converge (LeCren 1947). A straight line was then traced perpendicularly between the centrum and the edge of opercula, corresponding to the

opercular length. The opercular length as well as successive annual growth increments were measured to the nearest 0.01 mm with a video image analyzer.

We back-calculated body lengths at previous ages following the two proportional back-calculation methods: the scale-proportional hypothesis (SPH) and the body-proportional hypothesis (BPH). A detailed description of these methods can be found in Francis (1990). In 80% of lakes, the R^2 of the body length–scale length relationships was above 0.95. For this reason, no back-calculation method was preferred (BPH vs. SPH) because no substantial differences were found in back-calculated fish lengths (Pierce et al. 1996). In this paper, we present the results computed with the SPH method. We used back-calculated length-at-age to compare growth among the three lake groups (control, burned, and logged). To reduce the inter-annual variability, comparisons were made only among fish of the same cohort and of the same lag preceding or following the impact (e.g., fish of age 1, 1 year after logging). Since all fish sampling was not done in the same year, this approach allowed us to use data of the two years in the same analyses (see Results section). This procedure was carried out on the first three cohorts (age 1 to 3) for the two years preceding and following the impacts as well as for the year of the impacts. A one-way ANOVA followed by Tukey's multiple range comparison test were performed for each year in each cohort to determine if there were any significant differences in fish length among lake groups. Finally, we used a t test to compare control and impacted lakes (pooled data from logged and burned lakes).

Multiple regressions

Stepwise multiple linear regressions (forward selection) were used to build models with each of the following dependent variables: percent one year old yellow perch in the population and percent CPUE of white sucker < 160mm in the population. No model was built to predict the relative abundance of small lake whitefish in the population because of the low sample size (nine lakes). Watershed and lake morphometry, water quality, phytoplankton, and zooplankton were used as independent variables in statistical analyses (Table 2). Methodological details concerning estimation of these variables can be found in

Table 2. Independent variables available for multiple regression analyses.

Categories	Variables	Unity
Geographical	latitude longitude altitude	decimal decimal m
Lake morphology	lake area fetch lake perimeter shore line development mean lake slope mean littoral slope lake volume epilimnion volume littoral volume littoral area maximum depth mean depth epilimnion depth	km ² km km % % m ³ m ³ m ³ m ² m m m
Watershed morphology	watershed area drainage area watershed perimeter drainage density length of brooks on watershed run off water residence time mean watershed slope marsh on watershed	km ² km ² km km · km ⁻² km m ³ · an ⁻¹ an % km ²
Physical and chemical	Secchi depth mean lake temperature mean lake oxygen mean epilimnion temperature mean epilimnion oxygen thermocline depth dissolved organic carbon total phosphorous total nitrogen nitrate (NO ₃) pH alkalinity	m °C mg·l ⁻¹ °C mg·l ⁻¹ m mg·l ⁻¹ µg·l ⁻¹ µg·l ⁻¹ µg·l ⁻¹ pH µeq·l ⁻¹
Phytoplankton	chlorophyll-a picophytoplankton density nanophytoplankton density microphytoplankton density	µg·l ⁻¹ µg·l ⁻¹ µg·l ⁻¹ µg·l ⁻¹
Zooplankton	total volume of particles volume of particle < 1000µm volume of particle > 1000µm AFDW* of particle of 50-100µm, 100-200µm, 200-500µm, and > 500µm	mm ³ ·m ⁻³ mm ³ ·m ⁻³ mm ³ ·m ⁻³ mg AFDW·m ⁻³
Fish	abundance or biomass of northern pike abundance or biomass of walleye abundance or biomass of white sucker	nb·net ⁻¹ or g·net ⁻¹ nb·net ⁻¹ or g·net ⁻¹ nb·net ⁻¹ or g·net ⁻¹

*: AFDW = ash free dry weight

Carignan et al. (this issue), Planas et al. (this issue) , and Patoine et al. (this issue). Water quality, phytoplankton, and zooplankton were sampled three times during summer 1996 and 1997. For these variables, we used the mean of the three summer samples in statistical analyses (for the summer when fish were sampled). The variable “logging or fires” was entered as a dummy variable where the value 0 was attributed to control lakes and 1 to those that underwent logging or fires. As fish were not sampled in all the lakes at the same time of summer, we also created a variable “sampling date,” which was the day of the year. All variables that were not normally distributed were transformed (log- or arcsin-transformed for proportion). The number of independent variables used in the procedure was always lower than the number of lakes. In the stepwise procedure, the independent variable that enters on the first step is the most highly correlated with the dependent variable. The best model, as indicated by the highest R^2 values and the lowest values of the mean square error associated with the estimate, was retained. Collinearity between the independent variables was evaluated by examination of the pairwise correlation coefficients. The independent variables that were highly correlated (e.g., $r = 0.7-1.0$) were not considered simultaneously in regression analysis. The tolerance level given in the Systat regression procedure was also taken into account to prevent collinearity. When collinearity occurred, each collinear variable was used to build a separate model that was then compared with all of the other models. Residual scatterplots, normal probability plots and partial residual plots were used to determine if the assumptions of the multiple linear regression were satisfied (i.e., normality, linearity, and homoscedasticity of residuals). We used the Bonferroni method to correct for multiple tests because two models were built with the same set of observations. Each individual regression was thus conducted at a probability of $0.05/2$, giving a critical value of 0.025 in this study.

RESULTS

Relative abundance

No significant differences were found in CPUE among the three lake groups for white sucker, northern pike, yellow perch, lake whitefish, fallfish, brook charr, walleye, and

burbot (Table 3). Similarly, no significant differences were found in CPUE of the most frequent species between control and impacted lakes (i.e., when burned and logged lakes were pooled; Table 3). The mean percent CPUE of small white sucker (< 160 mm) in the population was significantly lower in impacted lakes than in control lakes ($t = -2.15$, $p < 0.05$; Fig. 1). The mean percent CPUE of small yellow perch (< 75 mm) and small lake whitefish (< 120 mm) also tended to be lower in impacted than in control lakes, but these differences were not significant (Fig. 1). In lakes sampled in 1996, the mean percent CPUE of 1+ yellow perch in the population was significantly lower in logged lakes than in control lakes ($F = 9.913$; $p < 0.05$), with burned lakes showing an intermediate value (Fig. 2a). Such a difference in mean percent CPUE among lake groups was not observed in 1997 (Fig. 2b). The same pattern was observed for 1+ yellow perch in pooled samples of 1996 and 1997 ($F = 4.289$; $p < 0.05$; Fig. 2c). A significant increase in the mean percent CPUE of 3+ yellow perch was also observed in burned lakes compared to control lakes (pooled years: $F = 6.024$; $p < 0.01$). As the abundance are expressed in percent CPUE, the significant increase in abundance of 3+ yellow perch is probably due to the significant decrease of 1+ individuals.

Growth of yellow perch

No significant differences were found in the back-calculated length of yellow perch among control, burned, and logged lakes (Table 4). No significant differences were observed when logged and burned lakes were pooled into impacted lakes (Table 4).

Determinants of the proportion of one-year-old yellow perch and small white sucker (<160 mm) in the population

The best predictors of the percent CPUE of one-year-old yellow perch in the population were the biomass of northern pike (-), mean summer lake temperature (+), the dummy variable “logging or fires” (-), and depth of epilimnion (+), explaining respectively of 29.4, 24.6, 19.5, and 13.1% of the variation (Table 5). The length of brooks in the watershed (+) explained 0.5% of the variation (Table 5). The abundance of white sucker and the nanophytoplankton density appeared in the model as suppressor variables (i.e., a regressor

Table 3. Catch per unit of effort of fish species in the three lake groups (control, burned, and logged). Data represent the mean \pm standard deviation. Number of lakes are in parentheses.

Species	Control	Logged	Burned	P ₁	P ₂
White sucker (<i>Catostomus commersoni</i>) ^{1,2}	10.2 \pm 12.0 (18)	8.4 \pm 9.9 (6)	3.6 \pm 2.9 (7)	0.5694	0.3496
Northern pike (<i>Esox lucius</i>) ¹	2.0 \pm 1.5 (13)	1.9 \pm 1.2 (7)	2.6 \pm 0.8 (7)	0.3525	0.7096
Yellow perch (<i>Perca flavescens</i>) ^{1,2}	23.4 \pm 35.9 (12)	11.7 \pm 9.2 (7)	9.6 \pm 4.6 (6)	0.7464	0.4611
Lake whitefish (<i>Coregonus clupeaformis</i>) ^{1,2}	10.3 \pm 5.6 (4)	6.4 \pm 7.0 (3)	5.5 \pm 8.4 (4)	0.3552	0.1239
Fallfish (<i>Semotilus corporalis</i>) ¹	5.5 \pm 6.1 (4)	1.4 \pm 0.6 (4)	1.9 \pm 2.6 (2)	NT	0.2921
Brook charr (<i>Salvelinus fontinalis</i>) ¹	5.5 \pm 6.9 (4)	5.8 \pm 7.7 (2)	25.8 (1)	NT	0.4599
Walleye (<i>Stizostedion vitreum</i>) ¹	9.4 \pm 4.6 (4)	7.1 \pm 0.1 (2)	6.9 \pm 3.8 (3)	NT	0.4018
Burbot (<i>Lota lota</i>)	0.2 \pm 0.1* (3)	0.3 \pm 0.1 (3)	0.8* (1)	NT	0.3331

P₁: probability of ANOVA (among control, burned and logged)

P₂: probability of T-Test (between impacted and control)

¹: Anova performed on log-transformed data.

²: T-Test performed on log transformed data

*: difference determined by Tuckey's test

NT: non-tested due to low sample size

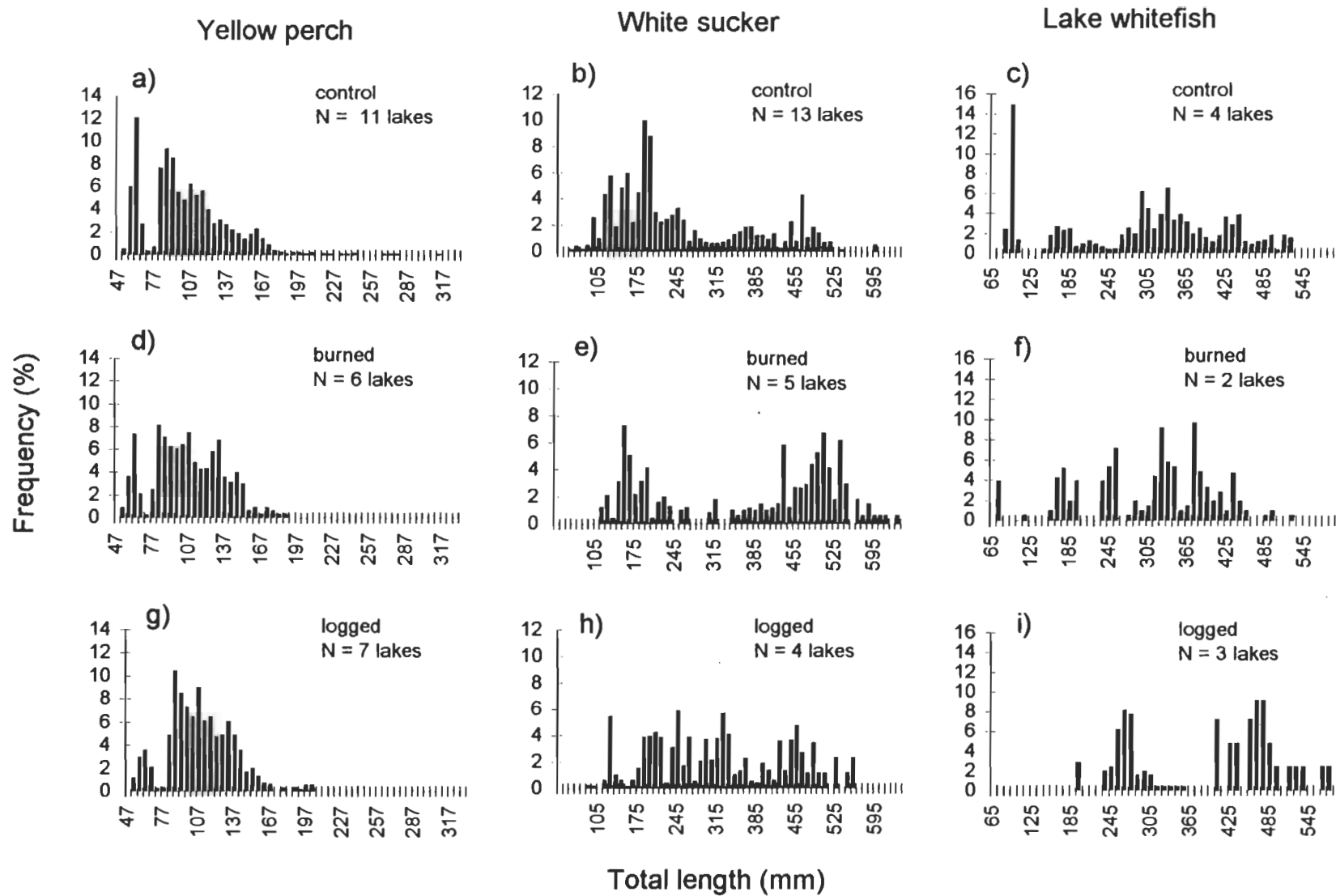


Fig. 1. Length frequency distribution of yellow perch, white sucker, and lake whitefish populations sampled in 1996 or 1997 in control, burned and logged lakes. For each length class, frequency represents the mean of the lake group.

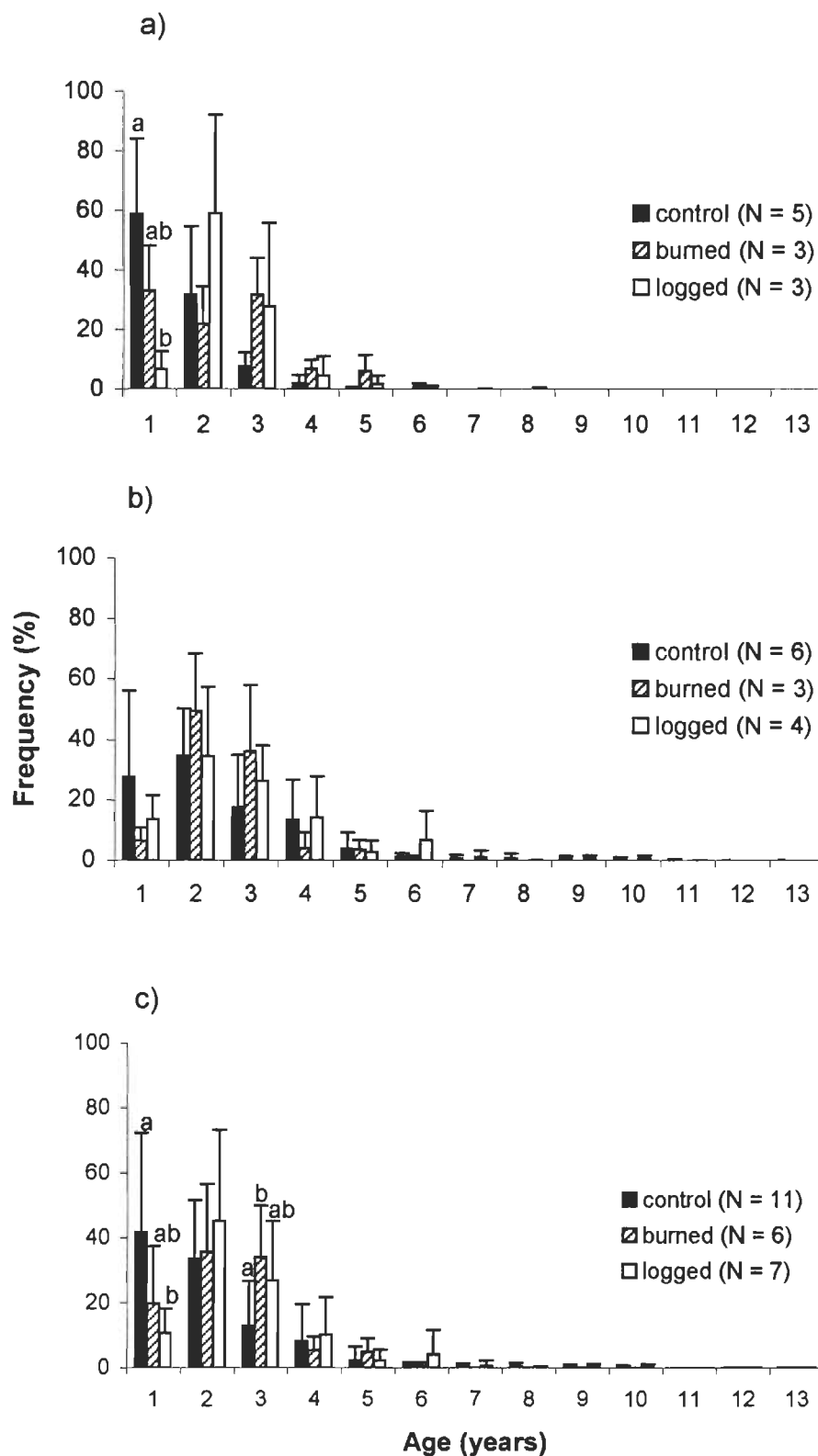


Fig. 2. Age frequency distribution of yellow perch in control, burned and logged lakes: a) sampled in 1996, b) sampled in 1997, c) pooled samples (1996 and 1997). For each age class, frequency represent the mean of the lake group.

Table 4. Back calculated length of yellow perch the 2 years before, the year of, and 2 years after logging and fire impacts. Statistical analyses were done on separate treatment levels (ANOVA) and in pooling fires and logged lakes into a single group (*t*-test).

age group	lake group	2 years before perturbations			1 year before perturbations			year of perturbations			1 year after perturbations			2 years after perturbations		
		mean	SD	N	mean	SD	N	mean	SD	N	mean	SD	N	mean	SD	N
I	Control	48.02	7.41	7	49.18	6.05	9	48.58	8.73	11	52.45	5.23	11	51.16	5.87	6
	Burned	44.46	4.04	5	47.46	10.44	5	49.14	3.45	6	48.02	4.13	6	46.41	4.84	3
	Logged	47.17	4.49	4	47.61	6.34	6	49.89	3.75	7	51.00	3.88	6	50.24	2.95	4
	ANOVA	NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS	
	<i>t</i> test	NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS	
II	Control	80.37	8.53	5	76.98	11.70	7	79.49	5.74	10	82.48	5.05	11	81.34	5.15	6
	Burned	68.92	7.67	3	70.65	5.49	5	75.34	6.43	5	80.67	7.93	6	79.17	2.84	3
	Logged	81.67	8.61	3	73.32	3.92	4	75.55	7.34	6	81.48	6.69	7	83.30	6.22	4
	ANOVA	NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS	
	<i>t</i> test	NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS	
III	Control	104.06	24.02	2	104.16	14.57	5	101.92	11.45	7	111.93	13.14	10	109.97	9.84	6
	Burned	102.87	---	1	92.95	13.27	3	94.84	7.27	5	102.37	8.70	5	116.02	14.09	3
	Logged	96.29	---	1	106.47	11.31	3	93.57	3.64	4	102.21	5.87	6	112.75	10.40	4
	ANOVA	NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS		NS	NS	
	<i>t</i> test	NS	NS		NS	NS		NS	NS		p < 0.05	NS		NS	NS	

Table 5. Best models predicting the percent of one-year-old yellow perch and small white sucker (< 160 mm) in the population. The probability (p) associated with each independent variable, the standard error of the coefficient (SE), the partial R^2 associated with each variable ^a, the adjusted R^2 , and the standard error of the estimate (S_{xy}) are also listed.

Model	$p > t$	SE	R^2 (%)	adj R^2 (%)	S_{xy} (%)
% of one year old yellow perch in population =			81.3	73.1	16.6
- 2.11	0.0067	0.6766			
- 0.18 Northern pike biomass ^c	0.0012	0.0505	29.4		
+ 1.67 Mean summer lake temperature ^c	0.0006	0.3899	24.6		
- 0.25 Logging or fires ^b	0.0142	0.1046	19.5		
+ 0.15 Depth of epilimnion	0.0102	0.1371	13.1		
+ 0.23 Length of brooks on watershed ^c	0.0457	0.0898	0.5		
+ 0.36 Nanophytoplankton density ^{c, d}	0.0184	0.1144	(- 0.02)		
- 0.34 White sucker abundance ^{c, d}	0.0094	0.0448	(- 5.8)		
% of white sucker of length < 160 mm in population =			80.2	74.0	14.5
- 20.21	0.0004	4.5602			
+ 0.66 Microphytoplankton density ^c	0.0000	0.1113	30.7		
- 0.31 Logging or fires ^b	0.0002	0.0645	24.1		
+ 0.40 Latitude	0.0006	0.0928	10.0		
+ 0.01 Sampling date	0.0017	0.0017	8.8		
- 0.21 Littoral area ^c	0.0728	0.1113	6.7		

^aCalculated as the standardized regression coefficient times the correlation coefficient between the dependent variable and this independent variable (Tabachnick and Fidell 1983).

^bDummy variable

^cLog-transformed data

^dSuppressor variable (see texte).

that is virtually uncorrelated with the dependent variable but is useful in the model because it suppresses some variance in the other independent variables that is irrelevant for the prediction of the dependent variable; Tabachnick and Fidell 1983). Given the presence of these suppressor variables (Table 5), this model explained a total of 81.3% of the variation of percent CPUE of one-year-old yellow perch in the population. The most powerful predictors of the percent CPUE of small white sucker were the density of microphytoplankton (+), the dummy variable “logging or fire” (-), latitude (+), and sampling date (+), which together accounted for 73.6% of the variation (Table 5).

DISCUSSION

Our study indicates that logging and fires affect the abundance of small yellow perch and white sucker. This is confirmed by the fact that the dummy variable “logging or fires” still appeared in the multiple regression models after all others biotic and abiotic variables were accounted for. Furthermore, the variable “logging or fires” explained a substantial proportion of the variation of 1+ yellow perch (19.5%) and small white sucker (24.1%). When logging and fires were considered separately as independent variables, they did not appear in any models to predict the CPUE of small perch and sucker. This is probably due to the splitting of samples size (four logged lakes and five burned lakes for white sucker; seven logged lakes and six burned lakes for yellow perch), leading to an increased probability of making a Type II error. In pooling logged and burned lakes, we assumed that both perturbations have similar impacts on small fish.

The impacts of logging are well documented in fish and usually include a decrease in spawning habitat quality. In streams, the increase of temperature and sedimentation after timber harvest can affect the egg-to-fry survival by reducing the oxygen in spawning grounds and by forming physical barriers to emergence (Ringler and Hall 1975; Everest et al. 1987). Forest fires also influence the amount of sediment found in brooks and streams (Beaty 1994; Cerdà et al. 1995). In lakes, the removal of lakeside vegetation can also be assumed to affect spawning habitat quality. For example, suspended sediment, light

enough to be carried around the lake shoreline by water movements, may be deposited in spawning grounds (Miller et al. 1997). In some Québec lakes, Bérubé and Lévesque (1998) reported a reduction of sport fishing yield (abundance and biomass) of brook trout after clear-cutting. Possible damage to spawning and nursery habitats were suggested to explain in part these reductions in fishing success.

Most studies on the impact of fires and logging on fish populations have been done on salmonids because they require clean gravel or rubble substrate to spawn so their reproduction is generally affected by siltation (Berkman and Rabeni 1987). Yellow perch spawn in shallow water of lakes or in tributaries where single, convoluted egg-strands are attached to submerged plants or fallen trees, or deposited on sand and gravel (Scott and Crossman 1973). For this reason, perch are assumed to be less sensitive than trout to the potentially adverse affects of timber harvesting (France 1997); this probably explains why no study has evaluated the impact of logging and fires on this specie. In the present study, the reduction in abundance of 1+ yellow perch cannot be attributed to a reduction of egg-to-fry survival induced by logging or fires. The reduction of abundance was observed in 1996, one year after forest harvesting or fires. The one-year-old perch captured in 1996 were born in spring 1995, before fires and most logging activities occurred. Consequently, any reduction in the abundance of 1+ yellow perch in the littoral zone would have occurred in the seasons following the emergence of larvae.

White suckers require clean gravel to spawn (Scott and Crossman 1973) and thus could have a similar response to spawning habitat degradation by siltation as salmonids (Berkman and Rabeni 1987). As we did not made age determinations for white sucker, we cannot evaluate the effect of fires and logging on the first cohort. However, age-length relationships found in the literature suggest that individuals captured in our gillnets were older than one year old, including fish under 160 mm. The gillnet selectivity against small fish seems to be responsible of the absence of one year old perch in all sampled lakes.

Little information is available on post-emergence survival after clear-cuts and fires. Depending on the concentration and duration of exposure, suspended sediments can induce physiological stress, reduce growth, and cause direct mortality in fish (Newcombe and MacDonald 1991). In streams where watersheds have been almost completely burned, Bozek and Young (1994) found dead fish following storm flow caused by rain. Each fish appeared to have been asphyxiated by sediment, that completely obstructed the fish gills. However, the dynamics of sediment loading is different in streams than in lakes. In streams, the velocity is strong enough to keep sediment in suspension and thus expose fish to a substantial stress. In contrast, lake basins act as sinks (Miller et al. 1997) and sediment is deposited on the lake floor. Furthermore, adult fish appear to tolerate suspended sediment concentrations substantially greater than those commonly found in nature (Muncy et al. 1979). For these reasons, it is unlikely that an excess in suspended sediments would have caused direct mortality of fish in burned and logged lakes, especially in logged lakes due to presence of buffer strips.

Assuming that fine sediment can reach the lake shore of burned and logged lakes, macroinvertebrate habitats and survival could have been negatively affected, reducing the abundance of food for yellow perch and white sucker. Some reviews have reported a reduction in macroinvertebrate density or diversity following timber harvesting (Gregory et al. 1987; Hartman and Scrivener 1990). Thus, a lower food availability or quality could have lowered the survival of younger fish. As an example, Garman and Moring (1993) reported that the annual production of blacknose dace in Piscataquis River was significantly lower (52.7 vs $37.7 \text{ kg ha}^{-1}\text{y}^{-1}$) following post-logging changes in benthic macroinvertebrate community. This hypothesis could also explain the absence of difference in growth of yellow perch between control and impacted lakes in the present study because fewer fish would have access to a reduced benthic resource (prey biomass per capita being similar among lakes groups). However, Scrimgeour et al. (2000) did not observed any decreases in abundance or biomass of benthic invertebrates, two years after the perturbations on 12 of our 38 study lakes. In contrast, the total macroinvertebrates biomass, especially chironomidae, was higher in burned lakes ($n = 5$) compared to logged ($n = 4$) and reference

($n = 3$) ones. No significant difference was observed in the density and species richness among lake groups. However, these authors estimated the abundance of littoral community only, from three Ekman dredge samples per lake. This sampling design was probably not appropriate to conclude on the overall lake benthic community. A more detailed study will be needed to study the impact of these perturbations on benthic invertebrate communities of these lakes.

Some studies have reported an increase in salmonid biomass or growth when the gain in productivity apparently compensated for a decrease in habitat quality (Murphy and Hall 1981; Grant et al. 1986). In our study, the increased phosphorous supply in burned lakes caused a significant (80%) upsurge in biological productivity, as evidenced by higher planktonic and attached chlorophyll levels, algal biomass, zooplankton and apparently macroinvertebrates (Carignan et al. this issue; Planas et al. this issue; Patoine et al. this issue, Scrimgeour et al. 2000). In contrast, the increased total phosphorus levels in logged lakes did not result in higher productivity, probably because higher concentration of dissolved organic carbon reduced light availability or because of differences in biological availability of phosphorous released by burned and harvested watersheds (Carignan et al. this issue). As no difference was found in its growth, yellow perch did not respond to the increased productivity in burned lakes.

The gillnets used in this study were chosen to ensure the capture of all species and of a large size range of fish. However, these nets are not efficient in capturing small fish like one-year-old yellow perch and small white sucker. It is possible that increase in catchability of small fish occurred as the summer progressed and fish grow larger. This could explained the selection of variable "Sampling date" (+) in the model explaining the percent of small white sucker in population (Table 5). The absence of such a relationship in the yellow perch model could be due to specific differences in catchability. The possible increase in catchability of small fish as the summer progressed could explained the lower abundance in small perch and sucker in impacted lakes only if these lakes would have systematically sampled at the beginning of the summer and control lakes at the end, what

was not the case. The sampling of fish on each group lakes was evenly distributed through 1996 and 1997. In support of this, the impact of logging and fires remained significant when “Sampling date” was accounted for in multiple regression analyses. However, a detailed estimation of small size classes structure of fish in these lakes would need a more targeted sampling strategy (e.g. smaller mesh size, seine, trawl or traps).

In similar lakes, small yellow perch are known to be most abundant in dense littoral vegetation of shallow and deep bays (Sandheinrich and Hubert 1984). White sucker is also known to be most abundant in the littoral zone (Tremblay and Magnan 1991). In our study, the gillnets were located randomly in the littoral zone and thus, may have been set occasionally in habitats not selected by these two species. It is also possible that small perch and sucker shift to the pelagic zone following disturbances in the littoral zone of logged and burned lakes (e.g., following a reduction in macroinvertebrates discussed above); this zone was not sampled with our protocol.

In the model predicting the proportion of small white sucker, the density of microphytoplankton explained a large proportion of the variation, suggesting that this fish is influenced by lake productivity. The biomass of northern pike was the most important determinant of the abundance of small yellow perch. Northern pike is a common predator of yellow perch (Scott and Crossman 1973); a preliminary examination of northern pike stomach contents from this study reveal that small yellow perch were frequently eaten by pike. Mean summer lake temperature and epilimnion depth were also good predictors of the proportion of 1+ yellow perch in the population, probably because they are both related to yellow perch habitat. It is known that growth and survival of yellow perch larvae are positively correlated to temperature (e.g., Guma'a 1978; Wang and Eckmann 1994). The epilimnion depth reflects the availability of habitat selected by young perch; the use of upper waters by the juveniles is probably due to temperature requirements for growth (Becker 1983), foraging (Bergman 1987), and (or) avoidance of large piscivores (Werner 1986).

In conclusion, this study suggest that logging and fires have an impact on small yellow perch, white sucker, and perhaps lake whitefish, either through an increase in post-emergence mortality and (or) a shift of individuals to the pelagic zone. If this is the case, these mortalities may have a cascading effect on the most valuable exploited species like northern pike and walleye, which use perch, sucker, and whitefish as forage fish. We do not know of any study that has investigated the impact of these perturbations in lake ecosystems with such a large sample size and on species other than salmonids. Our sampling design allowed us to observe significant differences in population structure among lake treatments but not to determine the mechanisms responsible for these patterns. Further studies will be needed to investigate the function of fish populations following watershed clearcutting or burning.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank D. Boula, E. Garcia, W. Giroux, F. Guillemette, P. Lafrance, D. Monté, Y. Paquette, A. Patoine, R. Proulx, P. St-Onge, for their field and laboratory assistance. We are also grateful to P. Bérubé, P. East and M. Lapointe for their invaluable assistance at many stages of this research and to P. D'Arcy for his logistical support. This project was supported by grants from the Sustainable Forest Management Network Center of Excellence, Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada to P. Magnan.

REFERENCES

- Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R. and Stainton, M.P. 1992. Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: nitrogen and phosphorus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 584-596.
- Beaty, K.G. 1994. Sediment transport in a small stream following two successive forest fires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2723-2733.
- Becker, G. C. 1983. *Fishes of Wisconsin*. University of Wisconsin Press. Madison, 1052 p.

- Bergman, E. 1987. Temperature-dependent differences in foraging ability of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*. *Environ. Biol. Fishes* 19: 45-53.
- Berkman, H.E. and Rabeni, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fishes* 18: 285-294.
- Bérubé, P. and Lévesque, F. 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Quebec, Canada. *Fish. Manag. Ecol.* 5:123-137.
- Beschta, R.L., Bilby, R.E., Brown, G.W., Holtby, L.B. and Hofstra, T.D. 1987. Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. p. 191-232. *In* Streamside management: forestry and fishery interactions, edited by: E.O. Salo and T.W. Cundy, Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution no 57.
- Bozek, M. A. and Young, M.K. 1994. Fish mortality resulting from delayed effects of fire in the greater Yellowstone ecosystem. *Great Basin Nat.* 54: 91-95.
- Carignan, R., D'Arcy, P. and Lamontagne, S. This issue. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes water chemistry.
- Cerdà, A., Imeson, A.C. and Calvo, A. 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena* 24: 289-304.
- Everest, F.H., Beschta, R.L., Scrivener, J.C., Koski, K.V., Sedell, J.R. and Cederholm, C.J. 1987. Fine sediment and salmonid production: a paradox. p. 98-142. *In* Streamside management: forestry and fishery interactions, edited by: E.O. Salo and T.W. Cundy, Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution no 57.
- France, R.L. 1997. Potential for soil erosion from decreased litterfall due to riparian clearcutting: Implications for boreal forestry and warm- and cool-water fisheries. *J. Soil. and Water Conserv.* 52: 452-455.
- Francis, R.I.C.C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. *J. Fish Biol.* 36: 883-902.
- Garman, G.C. and Moring, J.R. 1991. Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia* 209: 29-37.

- Garman, G.C. and Moring, J.R. 1993. Diet and annual production of two boreal river fishes following clearcut logging. *Env. Biol. Fishes* 36: 301-311.
- Grant, J.W.A., Englert, J., and Bietz, B.F. 1986. Application of a method for assessing the impact of watershed practices: effects of logging on salmonid standing crops. *N. Am. J. Fish. Manage.* 6: 24-31.
- Gregory, S.V., Lambertini, G.A., Erman, D.C., Koski, K.V., Murphy, M.L. and Sedell, J.R. 1987. Influence of forest practices on aquatic production. p. 233-256. *In* Streamside management: forestry and fishery interactions. edited by: E.O. Salo and T.W. Cundy, Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution no 57.
- Guma'a, S.A. 1978. The effects of temperature on the development and mortality of eggs of perch, *Perca fluviatilis*. *Freshwater Biol.* 8: 221-227.
- Gunn, J.M. and Stein, R. This issue. Testing the effects of two potential impacts of forestry roads on lake trout populations: reproductive habitat loss, increased access and exploitation.
- Hartman, G.F. and Scrivener, J.C. 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 223, 148p.
- Heede, B.H. 1991. Response of a stream in disequilibrium to timber harvest. *Environ. Manage.* 15(2): 251-255.
- Krause, H.H. 1982. Effect of forest management practices on water quality – A review of Canadian studies. *Canadian hydrology symposium*: 82: 15-29.
- LeCren, E.D. 1947. The determination of the age and growth of the perch (*Perca fluviatilis*) from the opercular bone. *J. Anim. Ecol.* 16: 188-204.
- Miller, L.B., McQueen, D.J. and Chapman, L. 1997. Impacts of forest harvesting on lake ecosystems: a preliminary literature review. *Wildl. Bull. No. B-84*. B.C. Ministry of the Environment, Lands and Park Wildlife Branch, Victoria.
- Muncy, R.J., Atchison, G.J., Bulkey, R.V., Menzel, B.W., Perry, L.G. and Summerfelt, R.C. 1979. Effects of suspended solids and sediment on reproduction and early life of warmwater fishes: a review. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis. EPA-600/3-79-042.

- Murphy, M.L. and Hall, J.D. 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 137-145.
- Murphy, M.L. and Milner, A.M. 1997. Alaska timber harvest and fish habitat. P.: 229-263. *In* *Freshwaters of Alaska. Ecological Studies 119*, edited by: A.M. Milner and M.W. Oswood (eds).
- Newcombe, C.P. and MacDonald, D.D. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *N. Am. J. Fish. Manage.* 11: 72-82.
- Nicolson, J.A., Foster, N.W. and Morrison, I.K. 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Canadian hydrology symposium*: 82: 71-89.
- Patoine, A, Pinel-Alloul, B., Prepas, E.E. and Carignan, R. This issue. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes?
- Pierce, C.L., Rasmussen, J.B. and Leggett, W.C. 1996. Back-calculation of fish length from scales: empirical comparison of proportional methods. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125: 889-898.
- Plamondon, A.P., Gonzales, A. and Thomassin, Y. 1982. Effects of logging on water quality: comparison between two Quebec sites. *Canadian hydrology symposium*: 82:49-70.
- Planas,D., Derosiers, M., Groulx, S.-R., Paquet, S., and Carignan, R. This issue. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Shield lakes following harvesting and wildfires.
- Ringler, N.H. and Hall, J.D. 1975. Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. *Trans. Am. Fish. Soc.* 104: 111-121.
- Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec. Direction des écosystèmes aquatiques. 68 p.
- Sandheinrich, M.B. and Hubert, W.A. 1984. Intraspecific resource partitioning by yellow perch (*Perca flavescens*) in a stratified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1984.
- Scott, W.B. and Crossman, E.J. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Bull. Fish. Res. Board. Can. No 184, 966 p.

- Scrimgeour, G.J., Tonn, W.M., Paszkowski, C.A., et Aku, P.M.K. 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest Ecol.Manage.* 126: 77-86.
- Sokal, R.R., and Rohlf, F.J. 1981. *Biometry*. 2nd ed. W.H. Freeman and Co., San Francisco.
- Spencer, C.N. and Hauer, F.R. 1991. Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire. *J. North Am. Benthol. Soc.* 10: 24-30.
- Steedman, R.J. This issue. Thermal stratification, dissolved oxygen, and lake trout (*Salvelinus namaycush*) habitat volume in three small boreal forest lakes after experimental catchment deforestation.
- Tabachnick, B.G., and Fidell, L.S. 1983. *Using multivariate statistics*. Harper and Row Publishers, New York, NY. 509 p.
- Tremblay, S. and Magnan, P. 1991. Interactions between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 857-867.
- Van Der Vinne, G. and Andres, D. 1988a. Forest harvesting and water yield in the Tri Creeks basin. *Canadian hydrology symposium*: 88: 353-357.
- Van Der Vinne, G. and Andres, D. 1988b. Forest harvesting and sediment yield in the Tri Creeks basin. *Canadian hydrology symposium*: 88: 347-351.
- Wang, N. and Eckmann, R. 1994. Effects of temperature and food density on egg development, larval survival and growth of perch (*Perca fluviatilis* L.). *Aquaculture* 122: 323-333.
- Werner, E.E. 1986. Species interactions in freshwater fish communities. p. 344-358. *In*: *Community Ecology*. edited by: J. Diamond and T. J. Case Haper and Row, New York.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude ne nous a pas permis de déceler des indices nous permettant de croire que les poissons ont pu répondre à l'augmentation de productivité observée dans les lacs aux bassins versants brûlés. Les résultats laissent plutôt croire que les coupes forestières et les feux de forêt peuvent affecter de façon négative l'abondance des jeunes classes d'âge de poissons.

Cependant, le protocole expérimental retenu ne nous a pas permis de cerner les causes ou les mécanismes responsables des résultats obtenus. De plus, la forte variabilité naturelle observée entre les communautés piscicoles des lacs étudiés nous permet difficilement de conclure que les coupes forestières et les feux de forêt étaient les principaux déterminants des différences observées entre les groupes de lacs. Cette étude doit plutôt être interprétée comme un avertissement nous indiquant que les coupes forestières et les feux de forêt ne sont pas nécessairement sans impact sur les populations de poissons résidant en lac. D'autres études seront toutefois nécessaires afin de pouvoir dresser un portrait fiable à court et à long terme de l'état des populations suite à ce genre de perturbations.

Cette étude constitue une des premières contributions sur l'impact des coupes forestières et des feux de forêt en milieu lacustre. Elle est aussi l'une des premières réalisées en territoire québécois. Un travail énorme devra encore être accompli avant d'arriver à bien comprendre les interactions qui existent entre le bassin versant et les écosystèmes lacustres lors de perturbations par le feu ou l'exploitation forestière. Cette acquisition de connaissance s'avère indispensable et préalable à tout développement de méthode de gestion des forêts visant à protéger les écosystèmes aquatiques.

ANNEXE

Résumé long en français du chapitre principal

Impact des coupes forestières et des feux de forêt sur les communautés
de poissons des lacs du bouclier laurentien

INTRODUCTION

Jusqu'à ce jour, les effets des coupes forestières ont été largement étudiés en milieu lotique. Parmi les effets les plus souvent observés dans ce type de milieu figurent une augmentation de la turbidité et de la sédimentation, ainsi qu'une hausse de la concentration en nutriments et du débit. Dû au retrait de la couverture végétale, les coupes forestières peuvent aussi provoquer une hausse de la température de l'eau, une diminution de l'oxygène dissous ainsi qu'une augmentation de la productivité primaire. Tout comme les coupes forestières, les feux de forêt sont aussi reconnus comme agent pouvant influencer le transport sédimentaire et les apports en nutriments. La littérature actuelle est cependant très peu étoffée en ce qui a trait à l'impact que peuvent avoir les coupes forestières ou les feux de forêt sur les milieux lacustres. À ce titre, quelques études récentes réalisées conjointement avec celle-ci démontrent que le déboisement, soit par les coupes forestières ou les feux de forêt, tend aussi à augmenter le lessivage des nutriments ainsi que la concentration en chlorophylle *a* et la biomasse de zooplancton des milieux lacustres.

Tous les changements induits par ces perturbations sont susceptibles d'affecter les interactions trophiques ascendantes et descendantes sur les écosystèmes aquatiques et conséquemment, d'introduire des changements au niveau des populations de poissons. En effet, dû à leur croissance rapide, à leur cycle vital relativement court ainsi qu'à leur position dans le réseau trophique, les poissons sont particulièrement susceptibles d'intégrer les changements apportés aux niveaux trophiques qui leur sont inférieurs. Il est donc possible qu'une augmentation de productivité primaire provoquée par les coupes forestières ou les feux de forêt puisse se répercuter jusqu'aux poissons et en améliore leur productivité. D'autre part, la sédimentation qui accompagne souvent ce type de perturbations pourrait aussi affecter les habitats de reproduction et le taux de recrutement des populations. La plupart des études portant sur l'impact des coupes forestières et des feux de forêt sur les populations de poissons se sont concentrées sur les salmonidés habitant les ruisseaux et les rivières. Très peu d'études ont examiné l'impact de ces perturbations sur les populations de poissons résidant en lac.

L'objectif de notre étude était donc de déterminer si les coupes forestières et les feux de forêt induisent des changements au niveau de l'abondance, de la croissance et de la structure en taille des populations de poissons résidant en lac et de corrélérer ces changements aux caractéristiques des lacs ayant subi ce type de perturbations.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Région d'étude et sélection des lacs (tirée de Carignan et al. 2000)

Les lacs à l'étude sont localisés en Haute-Mauricie (Québec) à l'intérieur d'une superficie de 30 000 km² ceinturant le Réservoir Gouin (48°50'N, 75°00'W, figure 1). La forêt de cette région est principalement composée d'épinette noire (*Picea mariana*), de sapin baumier (*Abies balsamea*), de pin gris (*Pinus divaricata*), de bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). La région reçoit annuellement environ 1 000 mm de précipitation dont 40 % sous forme de neige. Les lacs touchés par les feux de forêt étaient localisés à l'intérieur de deux des quatre grands feux de forêt survenus en 1995 (Parent 645 km² et Belleplage 406km², Figure 1). Les coupes forestières effectuées sur le territoire à l'étude étaient de type « CPRS » (coupes avec protection de la régénération et des sols), dont la dimension des blocs de coupe variait de 5 à 50 ha, mais pouvait atteindre occasionnellement 200 ha. Une bande tampon de 20 m était conservée en bordure des ruisseaux permanents, des lacs et tourbières.

Trente-huit lacs stratifiés, majoritairement situés à la tête du réseau hydrographique, ont été sélectionnés de façon à ce que la dimension, la morphométrie du bassin versant et les propriétés hydrographiques soient comparables. Dans le cadre du présent projet de maîtrise, les populations de poissons de trois groupes de lacs ont été comparées : 20 lacs de référence n'ayant subi aucune perturbation (lacs de type « N » et « P »), 9 lacs dont les bassins versants ont subi des feux (lacs de type « FP » et FBP) et 9 lacs dont les bassins

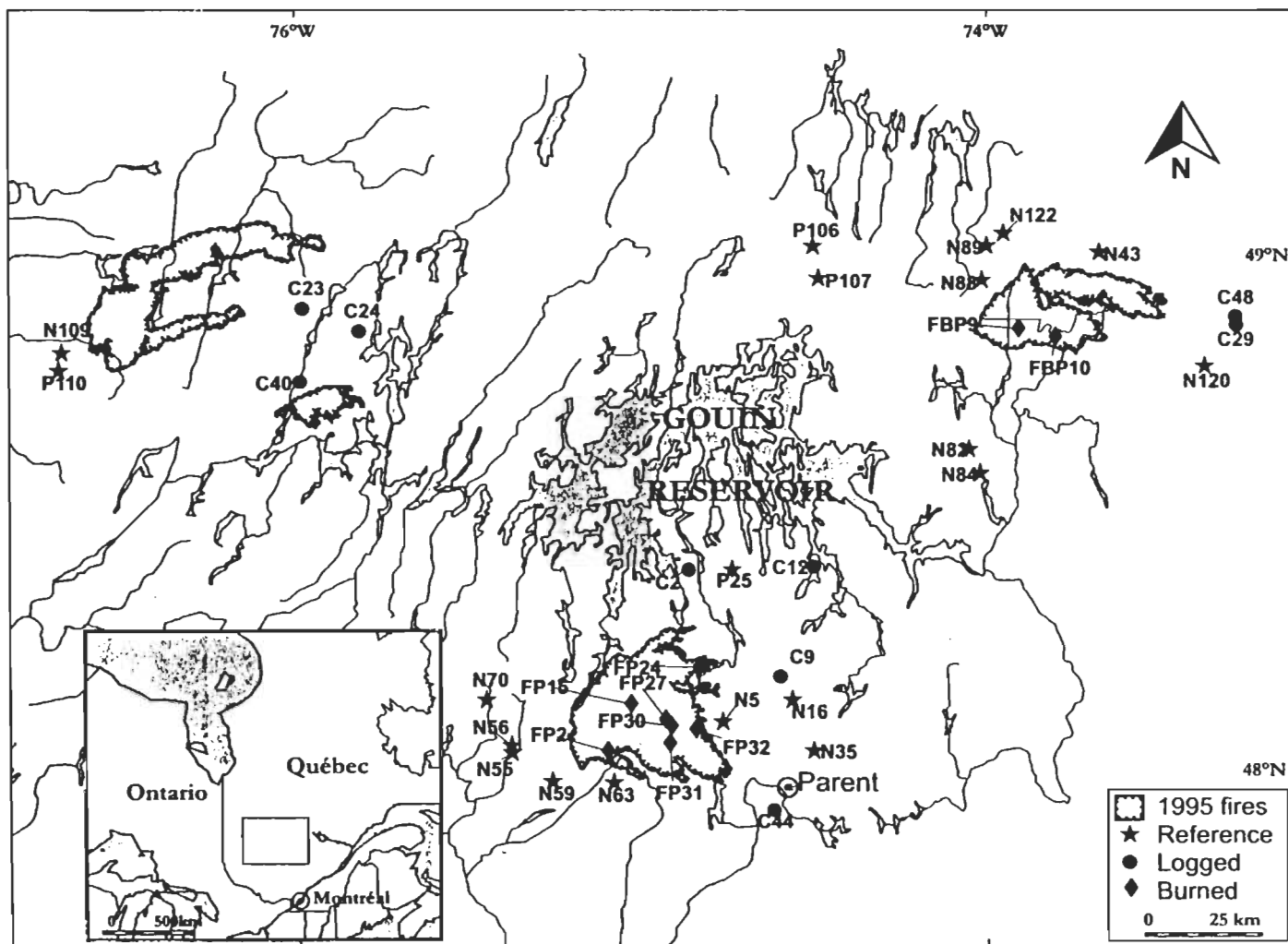


Fig. 1. Map of the study region showing the four 1995 fires and the location of the reference, harvested, and burnt lakes.

(Figure tirée de Carignan et al. 2000)

Tableau 1. Pourcentage de déboisement observé sur le bassin versant des lacs à l'étude lors des campagnes d'échantillonnage des poissons en 1996 et 1997.

Nom du lac	Perturbation	% de déboisement du bassin versant
C2	Coupe	33.2
C9	Coupe	45.7
C12	Coupe	59.6
C23	Coupe	39.9
C24	Coupe	38.1
C29	Coupe	65.1
C40	Coupe	9.8
C44	Coupe	7.5
C48	Coupe	96.4
FP2	Feux	50.1
FP15	Feux	98.9
FP24	Feux	100.0
FP27	Feux	91.3
FP30	Feux	92.2
FP31	Feux	100.0
FP32	Feux	100.0
FBP9	Feux	94.6
FBP10	Feux	94.5
N5	Aucune	-
N16	Aucune	-
N35	Aucune	-
N43	Coupe	1.0
N55	Aucune	-
N56	Aucune	-
N59	Aucune	-
N63	Aucune	-
N70	Aucune	-
N82	Aucune	-
N84	Aucune	-
N88	Aucune	-
N89	Aucune	-
N109	Aucune	-
N120	Aucune	-
N122	Aucune	-
P25	Aucune	-
P106	Aucune	-
P107	Aucune	-
P110	Aucune	-

versant ont subi des coupes (lacs de type « C »; tableau 1). Les critères suivants ont été utilisés dans le processus de sélection des lacs : un bassin versant muni d'une forêt âgée d'au moins 50 ans; moins de 6 % du bassin versant occupé par des tourbières; un rapport de drainage compris entre 2 et 15; une position hydrographique près de 1; une profondeur maximale supérieure à 5 m; la portée du lac (angl.: fetch) supérieur à 1 km; les feux ou coupes forestières survenus dans les deux cas en 1995 et aucune coupe de récupération sur le bassin versant des lacs brûlés.

Tous les lacs sélectionnés répondaient à ces conditions, mis à part les quelques exceptions suivantes : des coupes partielles ont été effectuées au printemps et à l'automne 1994 sur le bassin versant des lacs C24 et C2 respectivement; des groupements forestiers âgés entre 40 et 45 ans étaient présents sur le bassin versant des lacs N63 et N120; la position hydrographique des lacs étudiés n'était pas toujours égale à 1 (lacs de tête) puisque la présence de lacs de faible dimension a été notée sur le bassin versant de dix-sept de ces lacs. La superficie de ces petits lacs représentait seulement 14 % de la superficie des lacs à l'étude situés en aval. Le lac FP15 (48 ha) constituait toutefois une exception puisque qu'un lac nettement plus grand (154 ha) était positionné en amont de ce dernier. Le Tableau 2 présente les valeurs moyennes, pour chacun des groupes de lacs, des variables liées au bassin versant et à la morphométrie des lacs. Il est à noter que dans ce tableau, tiré de Carignan et al. (2000), les lacs de type « P », utilisés dans la présente étude à titre de lacs de référence, ont été classés dans la catégorie « harvested (1996-1997) ». En effet, après que l'étude fut amorcée, des coupes forestières ont été effectuées sur le bassin versant de quatre lacs classés à prime abord comme lacs sans perturbation. Contrairement à Carignan et al. (2000), l'étude présentée dans ce mémoire ne considère pas ces quatre lacs à titre de lacs coupés puisque les pêches expérimentales ont été réalisées avant que les interventions forestières aient lieu.

Tableau 2. Caractéristiques des bassins versant et morphométrie des lacs à l'étude. Les valeurs en gras illustrent des différences significatives entre les groupes au niveau des médianes. (Tableau tiré de Carignan et al. 2000).

Variable	Reference (n = 17)				Harvested (1995, n = 9)				Harvested (1996-1997, n = 4)				Burnt (1995, n = 9)			
	Median	Mean	Min.	Max.	Median	Mean	Min.	Max.	Median	Mean	Min.	Max.	Median	Mean	Min.	Max.
Latitude (LAT)	48.31	48.40	47.93	49.00	48.71	48.52	47.87	48.85	48.82	48.74	48.34	48.97	48.05	48.22	47.99	48.81
Longitude (LONG)	74.57	74.67	73.41	76.71	74.65	74.8	73.32	76.02	74.66	75.14	74.52	76.73	74.95	74.73	73.83	75.13
Altitude (ALT)	442	453	395	558	422	440	394	556	430	434	391	485	468	460	422	497
Catchment area* (CA, km ²)	1.74	2.01	0.45	4.46	2.58	3.44	0.59	10.28	2.47	2.77	1.32	4.82	3.07	4.93	0.57	19.72
Lake area (LA, km ²)	0.35	0.43	0.15	0.81	0.32	0.56	0.18	2.31	0.43	0.50	0.33	0.81	0.36	0.40	0.17	0.64
Total lake area (Σ LA, km ²)	0.35	0.45	0.15	0.98	0.32	0.62	0.20	2.59	0.48	0.52	0.34	0.81	0.41	0.63	0.18	2.03
Watershed area (WA = CA + Σ LA)	2.20	2.46	0.61	4.81	2.89	4.06	0.90	12.87	2.90	3.30	1.76	5.64	3.42	5.55	0.75	21.75
Drainage ratio (DR = CA/ Σ LA)	4.42	5.17	2.33	15.38	6.83	6.75	1.96	13.18	5.22	4.99	2.97	6.54	8.70	7.14	2.51	11.64
Mean depth (ZM, m)	4.1	4.3	2.1	8.5	4.6	5.7	4.6	8.9	4.6	4.6	4.6	4.6	5.3	5.8	4.2	10.0
Maximum depth (Zmax, m)	11	12	7	21	12	14	5	30	12	14	10	23	15	17	10	34
Residence time (τ , y)	1.40	1.64	0.32	4.00	1.07	1.31	0.44	3.22	1.81	1.75	1.29	2.09	0.84	1.59	0.32	5.58
Catchment slope (SLO, deg.)	5.8	6.37	4.0	9.4	4.9	5.3	3.3	10.9	6.8	6.9	5.2	8.9	6.0	6.7	4.4	10.0
Area burnt (FIR, km ²)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.31	4.64	0.58	19.51
Area logged (CUT, km ²)	0	0	0	0	0.99	1.70	0.11	7.52	0.30	0.46	0.20	1.04	0	0	0	0
% of CA burnt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94.6	91.3	50.1	100.0
% of CA logged	0	0	0	0	48.3	47.0	8.5	73.2	19.9	17.4	5.9	24	0	0	0	0
% of CA as wetlands	1.7	1.9	0.0	7.0	1.6	2.3	0.0	6.2	1.7	2.3	0.5	5.1	0.5	0.9	0.0	3.6
% of CA as conifer	69.8	65.3	32.3	79.3	75.8	74.0	52.3	87.5	66.3	67.7	52.2	86.1	51.2	51.7	28.7	81.9
% of CA as deciduous	27.1	28.8	11.2	65.6	17.3	21.4	12.5	47.2	31.6	29.8	13.9	42.0	32.5	31.0	5.7	61.3
Vegetation age (y)			40	>80			50	>90			50	70			50	70

* The catchment is defined here as the terrestrial portion of the watershed

Échantillonnage du poisson et analyse des données

Les populations de poisson ont été échantillonnées entre les mois de juin et août à l'aide de filets expérimentaux monofilaments. Un seul échantillonnage fut réalisé sur chacun des lacs à l'étude, soit vingt et un lacs échantillonnés à l'été 1996 (un an après les perturbations) et dix-sept lacs à l'été 1997 (deux ans après les perturbations). Pour tous les poissons capturés, la longueur totale et le poids ont été notés et le sexe identifié lorsque possible. Pour certaines espèces, les structures osseuses appropriées destinées à la détermination de l'âge ont aussi été prélevées.

Une fois les résultats de pêche connus, les espèces les plus fréquentes telles que le meunier noir, la perchaude et le grand corégone, ont été sélectionnées comme espèces sentinelles afin d'évaluer l'impact des feux et des coupes sur les communautés de poissons. Pour chaque espèce, nous avons effectué une analyse de variance à un critère de classification afin de déterminer s'il y avait des différences significatives d'abondance relative (captures par unité d'effort; CPUE) entre les trois groupes de lacs (naturels, de feu et de coupe). Le même type d'analyse fut aussi effectué entre les lacs naturels et perturbés (lacs de feu et de coupe formant un seul groupe). Nous avons aussi comparé le pourcentage des « petits poissons » faisant partie de la population ainsi que le pourcentage des perchaudes d'âge 1+ (seule espèce dont la lecture d'âge fut effectuée). Selon les distributions en taille, la proportion de ces individus semblait être affectée négativement par les feux et les coupes. Les « petits poissons » correspondaient au premier mode de chaque distribution, lesquels ont été identifiés visuellement (poissons < 75mm pour la perchaude, < 160 mm pour le meunier noir et < 120 mm pour le grand corégone).

Tel que suggéré par plusieurs auteurs, les opercules ont été utilisés afin de déterminer l'âge des perchaudes. Nous avons utilisé la longueur moyenne rétrocalculée à chaque âge afin de comparer la croissance entre les trois types de lacs (référence, de feu et de coupe). Dans le but de réduire la variabilité inter-annuelle de croissance, les comparaisons ont été effectuées seulement entre les poissons d'une même cohorte et pour les mêmes intervalles de temps suivant ou précédant les impacts (ex. comparaison des poissons d'âge 1, 1 an

après les coupes). Nous avons aussi fusionné les données provenant des lacs de feu et de coupe afin de former un seul groupe de lacs (lacs perturbés), duquel les données de croissance furent comparées avec celles des lacs naturels.

La régression multiple pas-à-pas (angl.: forward selection) a été utilisée afin de construire des modèles prédictifs pour chacune des variables dépendantes suivante : pourcentage des perchaudes d'âge 1 dans la population et pourcentage des meuniers noirs < 160 mm dans la population. Aucun modèle n'a été créé pour le grand corégone dû au faible effectif de l'échantillon (9 lacs). Des variables reliées au bassin versant, à la morphologie du lac, à la qualité de l'eau, au phytoplancton et au zooplancton, obtenues auprès des autres membre du Centre sur la Gestion durable des forêts, ont été utilisées comme variables indépendantes dans les analyses de régression. Comme les populations de poissons des trente-huit lacs n'ont pas été échantillonnées au même mois de l'été, nous avons aussi créé la variable « date d'échantillonnage », laquelle correspondait au jour julien.

RÉSULTATS

Abondance relative

Aucune différence significative n'a été observée entre les trois groupes de lacs quant aux captures par unité d'effort du meunier noir, du grand brochet, de la perchaude, du grand corégone, de la ouitouche, de l'omble de fontaine, du doré jaune et de la lotte. Aucune différence n'a de plus été trouvée dans les CPUE de ces espèces entre les lacs témoins et perturbés (lacs de feu et de coupe regroupés). Le pourcentage moyen des petits meuniers noirs (< 160 mm) dans la population était significativement plus faible dans les lacs perturbés comparativement aux lacs de référence. Le pourcentage moyen des petites perchaudes (< 75 mm) et des petits corégones (< 120mm) tendaient à être inférieurs dans les lacs perturbés mais la différence n'était pas significative. Pour les lacs échantillonnés en 1996, le pourcentage moyen de la population constitué de perchaudes âgées d'un an était significativement plus faible dans les lacs de coupe comparativement aux lacs de référence, les lacs de feu affichant une valeur intermédiaire. Aucune différence n'a été observée entre

les trois groupes de lacs échantillonnés en 1997. Le même patron observé pour l'échantillon de 1996 a toutefois pu être observé lorsque les lacs échantillonnés en 1996 et en 1997 étaient groupés dans un seul échantillon.

Croissance de la perchaude

Aucune différence significative n'a été trouvée dans les longueurs rétrocalculées des perchaudes entre les lacs témoins, de feu et de coupe. Aucune différence n'a de plus été observée entre les lacs perturbés et témoins.

Déterminants de la proportion des perchaudes de 1 an et des petits meuniers noirs dans la population

Les meilleures variables prédictives du pourcentage des perchaudes de 1 an dans la population étaient la biomasse du grand brochet (-), la température moyenne du lac (+), la variable codée « feux ou coupes » (-) et la profondeur de l'épilimnion (+). Ces variables expliquaient respectivement 29.4, 24.6, 19.5 et 13.1% de la variation. Dans ce même modèle, la variable longueur des ruisseaux sur le bassin versant (+) expliquait seulement 0.5% de la variation tandis que l'abondance du meunier noir et la densité de nanophytoplancton apparaissaient en tant que variable suppressive. Pour le pourcentage des petits meuniers noirs, les variables indépendantes les plus explicatives étaient la densité du microphytoplancton (+), la variable codée « coupes ou feux » (-), la latitude (+) et la date d'échantillonnage (+), lesquelles contribuaient à expliquer 73.6% de la variation.

DISCUSSION

Notre étude semble démontrer que les coupes forestières et les feux de forêt affectent de façon négative l'abondance des perchaudes et des meuniers noirs de petite taille. Même après que les variables biotiques et abiotiques caractérisant les bassins versant et les lacs aient été considérées dans les analyses de régression multiple, l'influence de la variable « coupes ou feux » est demeurée significative et expliquait une proportion considérable de la

variation des individus de petite taille (19.5 à 24.1%). Une fois utilisées séparément dans les analyses de régression multiple, aucune des variables indépendantes “feux” et “coupes forestières” n’apparaissait dans les modèles prédictifs, la trop faible taille des échantillons dans chacune des catégories étant probablement la cause. Toutefois, en fusionnant les lacs de feu et de coupe en une seule variable, nous assumons que les deux types de perturbation ont le même impact sur les poissons des petites classes de taille.

On rapporte souvent dans la littérature que les coupes forestières, au même titre que les feux de forêt, sont responsables de la dégradation des habitats de fraie, notamment suite à l’augmentation de la sédimentation que ceux-ci provoquent en rivière. Il est aussi probable que ce phénomène puisse se produire en lac suite au retrait de la végétation riveraine. Quelques publications sur le sujet en ont d’ailleurs déjà évoqué la possibilité et mis en cause ce phénomène pour expliquer une baisse des captures de salmonidés à la pêche sportives suite aux coupes forestières.

Les particularités du mode de reproduction des salmonidés, lesquels nécessitent un substrat propre et bien oxygéné, font en sorte que cette catégorie d’espèces soit considérée plus sensible aux effets de la sédimentation comparativement à d’autres espèces telle que la perchaude, dont le mode de reproduction serait jugé moins sensible aux effets négatifs que peuvent entraîner les coupes forestières. En conséquence, la littérature actuelle portant sur les répercussions potentielles que pourraient avoir les coupes forestières et les feux de forêt sur ce genre d’espèce s’avère peu détaillée. Les résultats de la présente étude démontrant qu’en 1996 une diminution des perchaudes âgées d’un an ne peuvent être reliés à une éventuelle réduction du succès d’éclosion puisque les coupes forestières et les feux de forêt ont eu lieu à l’été 1995, soit après la période de reproduction et d’éclosion. Il nous a été de plus impossible d’évaluer l’impact de ces perturbations sur le recrutement du meunier noir puisque l’âge des spécimens capturés s’avérait supérieur à 1 an.

Peu d’informations sont actuellement disponibles quant à l’influence des coupes forestières et des feux de forêts sur le taux de survie post-émergence. Dans certains cas extrêmes, les

apports sédimentaires excessifs peuvent provoquer la mort par asphyxie chez le poisson. Ce phénomène a d'ailleurs déjà été observé en rivière suite à un feu de forêt. Il est rare qu'en lac, les sédiments soient gardés en suspension et les poissons tolèrent des concentrations en sédiment plus élevées que celles généralement observées en nature. Il semble donc peu probable qu'un apport sédimentaire excessif ait pu induire une mortalité chez les poissons habitant les lacs de feu et de coupe, notamment dans les lacs de coupe, où une bande de végétation riveraine a été conservée.

On rapporte dans certaines études, une diminution de la densité ou de la diversité des macroinvertébrés suite à des coupes forestières. Cette hypothèse pourrait s'avérer plausible dans notre cas afin d'expliquer la diminution d'abondance des jeunes perchaudes et meuniers qui s'en nourrissent, en assumant toutefois qu'il y ait présence suffisante de sédimentation dans les lacs de feu et de coupe. D'autre part, les différents projets menés conjointement sur la même série de lacs que ceux employés dans cette étude ont révélé une augmentation de productivité dans les lacs de feu, détectable jusqu'au zooplancton. À ce sujet, la littérature rapporte qu'il est possible d'observer une augmentation de croissance ou de biomasse chez les poissons lorsque les gains en productivité s'avèrent suffisamment élevés pour compenser les effets négatifs engendrés par la déforestation au niveau de la qualité de l'habitat (ex : substrat des frayères). Aucune réponse à l'augmentation de productivité n'a pu être détectée au niveau des poissons dans notre étude puisque aucune différence n'a été observée au niveau de la croissance chez la perchaude.

L'engin de pêche utilisé dans cette étude n'était pas spécialement destiné pour la capture des jeunes stades de poisson mais plutôt pour capturer le plus d'espèce possible dans une gamme de taille représentative. Dans ce cas-ci, une stratégie d'échantillonnage ciblant les jeunes individus nous aurait permis d'obtenir une estimation plus détaillée et plus réaliste de cette portion de la population. De plus, la méthode de pêche qui fut employée nous a permis d'obtenir un échantillonnage systématique mais peut-être à l'occasion non-représentatif des habitats sélectionnés par le type d'espèce rencontré, introduisant possiblement certains biais au niveau des résultats. Finalement, l'échantillonnage ayant été

effectué presque exclusivement en zone littorale, il est possible qu'un déplacement des individus en zone pélagique n'ait pu être détecté dans les lacs de feu et de coupe, en conséquence à d'éventuelles perturbations engendrées en zone littorale (ex : une diminution des macroinvertébrés).

En plus de nous indiquer que les coupes forestières et les feux de forêt semblent affecter la proportion des jeunes perchaudes et meuniers noirs dans la population, les modèles de régression semblent aussi démontrer que l'abondance des petits meuniers noirs est dépendante de variables reliées à la productivité tandis que l'abondance des jeunes perchaudes est influencée par des variables reliées à l'habitat.

En conclusion, les résultats obtenus dans cette étude suggèrent que les coupes forestières et les feux de forêt ont un impact sur les jeunes individus des populations de perchaudes, de meuniers noirs et peut-être du grand corégone. Toutefois, le plan d'expérience utilisé dans cette étude ne nous permet pas d'identifier clairement quels sont les mécanismes responsables de ces diminutions d'abondance. Nous suggérons néanmoins que la diminution d'abondance observée chez ces individus puisse se traduire soit par une augmentation de la mortalité post-émergence et/ou par un déplacement des individus en zone pélagique. Cette étude est l'une des premières dotées d'un effectif aussi large portant sur l'impact de ce type de perturbations sur les écosystèmes lacustres. D'autres études seront nécessaires afin d'améliorer notre compréhension des processus agissant sur les populations de poissons suite aux coupes forestières et aux feux de forêt.